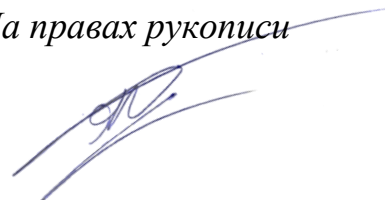


Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования
«ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи



ПЛАХОВ ГЕРМАН АНАТОЛЬЕВИЧ

ПРОФИЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ
В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ (НА ПРИМЕРЕ РОСТОВА-НА-ДОНУ)

1.5.19. Почвоведение (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание учёной степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор биологических наук, профессор Безуглова Ольга Степановна

Ростов-на-Дону – 2023

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	10
1.1 Почвы в городской среде.....	10
1.2 Химический состав городских почв.....	21
1.3 Термин «тяжелые металлы».....	23
1.4 Формы тяжелых металлов в почвах.....	25
1.5 Загрязнение почв городов тяжелыми металлами.....	28
1.6 Факторы, влияющие на доступность и накопление тяжелых металлов.....	34
2 ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	37
2.1 Характеристика условий почвообразования Ростовской агломерации.....	37
2.2 Методы исследования.....	46
3 ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ.....	50
3.1 Содержание тяжелых металлов в почвах Ростовской агломерации.....	50
3.2 Статистический анализ содержания подвижных форм тяжелых металлов.....	53
3.3 Миграция тяжелых металлов по профилю городских почв.....	61
3.4 Взаимосвязь содержания тяжелых металлов с органическим и неорганическим углеродом и физической глиной.....	68
3.5 Степень подвижности тяжелых металлов в естественных и антропогенно-измененных почвах.....	76
3.6 Распределения цинка, меди и свинца в разных структурных фракциях.....	82
4 ОЦЕНКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ И НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ.....	89
ВЫВОДЫ.....	101
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	104
ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Почвенные профили заложенные на территории Ростова-на-Дону....	132

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Содержание тяжелых металлов в естественных почвах Ростовской агломерации (подвижные формы фиолетовые столбцы, валовое содержание – зеленые, красным выделены значения, превышающие ПДК)	144
ПРИЛОЖЕНИЕ 3. Содержание тяжелых металлов в антропогенно-измененных почвах Ростовской агломерации (подвижные формы фиолетовые столбцы, валовое содержание – зеленые, красным выделены значения, превышающие ПДК)	147
ПРИЛОЖЕНИЕ 4. Показатели дифференцированной оценки загрязнения почв Ростовской агломерации (K_c , Z_c , СПТЗ)	150

ВВЕДЕНИЕ

Согласно определению В. В. Докучаева, почва – это результат взаимодействия климата, почвообразующих пород, рельефа и организмов в течение времени, такой генезис предопределяет особый статус почвы – биокосного образования, в силу своего положения на границе раздела сред, выполняющего важную роль по отношению к водной и воздушной среде.

На современном этапе развития общества важную почвообразующую роль играет еще один фактор – человеческая деятельность: антропогенному воздействию в той или иной степени подвержены практически все почвы Земли. Урбопедогенез, основанный на процессах антропогенной природы, играет определяющую роль в формировании урболандшафтов, обуславливая человеческую деятельность в качестве важнейшего фактора почвообразования в городах. Изучение трансформации естественных почв, которая проявляется в изменениях их морфологических, физических, физико-химических и химических свойств по сравнению с типичными зональными почвами, а также познание особенностей формирования почв на урбанизированных территориях необходимы для обеспечения устойчивости экосистемы в целом. Одной из ключевых функций почв в городах является их способность служить естественным биофильтром, способным абсорбировать и преобразовывать антропогенные вещества, смягчая их негативное воздействие на биогеохимические циклы (Горбов, 2018; Тагивердиев, 2020).

Нахождение городских почв в эпицентре источников поступления элементов, как естественного, так и антропогенного происхождения, значительным образом сказывается на почвенном химическом балансе. И тяжелые металлы (ТМ), как наиболее распространенные компоненты антропогенного воздействия требуют детального изучения, так как контроль экологического состояния городских почв возможен только с пониманием закономерностей изменения содержания ТМ и профильного перемещения элементов.

В условиях нарастающей урбанизации исследования свойств городского почвенного покрова становятся особенно актуальными. И хотя основная функция почвы – аккумулятивная, обеспечивающая развитие важнейшего отличительного качества почвы – плодородия, в городах теряет свою актуальность, на первый план выходят другие важные функции, например, участие в формировании химического состава гидросферы и атмосферы, выполняя при этом по отношению к ним защитную роль. В городских ландшафтах эта, называемая протекторной, роль почвы, приобретает особую важность и становится главенствующей (Горбов, 2018). Поэтому изучение этих свойств является фундаментом для разработки рациональных методов оценки и восстановления загрязненных токсикантами почв.

Полученная информация о почвах позволяет не только более объективно оценить экологическую ситуацию в городе, но и составлять прогнозы возможных негативных последствий и разрабатывать рекомендации для их предотвращения и методы восстановления. Это важно для обеспечения устойчивого развития городских экосистем и сохранения окружающей среды.

Цель данного исследования – выявить влияние урбопедогенеза на накопление, профильное и пространственное распределение ряда тяжелых металлов – меди, хрома, цинка, свинца, магния и кадмия – в естественных и антропогенно-измененных почвах Ростовской агломерации.

Основные задачи настоящего исследования:

- 1) охарактеризовать пространственное распределение и уровень загрязнения ТМ на изучаемой территории Ростовской агломерации;
- 2) определить долю подвижных форм Cr, Zn, Pb, Mn, Cu и Cd в их валовом количестве;
- 3) исследовать последствия антропогенного воздействия на содержание подвижных форм тяжелых металлов в профиле черноземов Ростовской агломерации;

4) выявить взаимосвязь профильного распределения тяжелых металлов с физическими и химическими свойствами естественных и антропогенно-измененных почв;

5) оценить степень загрязнения почвенного покрова в разных функциональных зонах Ростовской агломерации.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Распределение тяжелых металлов по профилю городских почв определяется приуроченностью к функциональной зоне города. В ненарушенных черноземах рекреационных территорий наблюдается накопление тяжелых металлов в гумусово-аккумулятивном горизонте и на карбонатном барьере, что обусловлено способностью гумуса к хемосорбции химических элементов. Накопление тяжелых металлов в почвах селитебных зон обусловлено генезисом антропогенно-измененных горизонтов.

2. Структурные фракции черноземов и урбостратоземов в разной степени накапливают цинк, свинец и медь. Взаимосвязь между подвижными соединениями и агрегатами разной размерности в целом противоположна закономерностям депонирования валовых количеств.

3. Аккумуляция подвижных форм ТМ в генетических горизонтах почв зависит от химических (содержание гумуса) и физических (гранулометрический состав) свойств почв. А приуроченность ТМ к той или иной гранулометрической фракции, обусловлена свойствами металла.

Научная новизна. Показаны различия в распределении ТМ по профилю черноземов миграционно-сегрегационных и урбостратоземов. В черноземах наблюдается аккумуляция свинца и меди в гумусово-аккумулятивных горизонтах, а цинка – в горизонтах повышенного содержания карбонатов. Четкая приуроченность накопления ТМ к горизонтам урбик свидетельствует об их антропогенном происхождении. Уточнена зависимость валового содержания и обменных форм тяжелых металлов от гранулометрического состава, концентрации органического

вещества (приуроченность к гумусово-аккумулятивным горизонтам), повышенного содержания карбонатов кальция.

Впервые изучены закономерности валового сосредоточения ТМ в структурных фракциях черноземов миграционно-сегрегационных и урбостратоземов и приуроченность кислоторастворимой формы ТМ (растворимых в азотнокислой вытяжке) к определенным фракциям структуры. Показано, что максимальное концентрирование цинка наблюдается во фракциях <0,25 и 3–5 мм как в черноземах, так и в урбостратоземах, напротив, медь и свинец сосредотачиваются в более крупных агрегатах черноземов. В урбостратоземах максимум валового количества свинца приурочен к глыбистым агрегатам, а меди – к отдельностям размерностью 5–7 мм. Распределение подвижных соединений изученных металлов по фракциям структуры в целом диаметрально противоположно.

Теоретическая и практическая значимость. Установленные закономерности в распределении ТМ по структурным фракциям вносят вклад в понимание процессов закрепления и передвижения их в почве. Оценка уровня загрязнения почвенного покрова различных функциональных зон Ростовской агломерации может быть использована в работе природоохранных организаций, для построения картограмм содержания изученных ТМ в почвах Ростовской агломерации.

Личный вклад автора. Автор принимал непосредственное участие в экспедициях, закладке, описании почвенных разрезов и отбору проб почвы. Автором была проведена пробоподготовка образцов, приготовление проб и вытяжек для анализа, анализ образцов на содержание обменных форм металлов, а также выполнен сбор, обработка и интерпретация полученных данных.

Степень достоверности и апробация работы. Было изучено 27 полнопрофильных разрезов, а также 450 образцов из поверхностного десятисантиметрового слоя. Всего было отобрано и проанализировано 960

почвенных образцов. Степень достоверности обусловлена также применением методов статистической обработки.

Основные положения были представлены конференциях всероссийского и международного уровней. Москва: «Ломоносов 2020», «Ломоносов 2021», «Ломоносов 2022», «Ломоносов 2023», «IV «Вильямсовские чтения», «V Вильямсовские чтения»; Санкт-Петербург: «Докучаевские молодежные чтения»; Ростов-на-Дону: «Современное состояние черноземов» и др.; VII Съезд общества почвоведов им. В.В. Докучаева, (Ростов-на-Дону-Сыктывкар – 2019).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 5 работ, 3 из них – статьи в журналах, входящих в базы данных международных индексов научного цитирования Scopus и Web of Science; две – в журналах из списка рецензируемых научных изданий ЮФУ и ВАК.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 4 глав, выводов, списка литературы и приложений. Работа содержит 151 страницу текста, 11 таблиц, 48 рисунков и 4 приложения. Список литературы включает 240 источник, из них 148 на иностранных языках.

Соответствие темы паспорту специальности. Диссертационная работа соответствует паспорту специальности 1.5.19. Почвоведение по п. 6 в части «Теоретические и научно-методические проблемы химии почв. Проблемы техногенного и агрогенного химического загрязнения почв».

Финансовая поддержка исследования. Исследования проводились при финансовой поддержке Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность за помощь в работе, всестороннюю поддержку в становлении как специалиста и безграничное терпение научному руководителю, д.б.н. профессору О. С. Безугловой; д.б.н. профессору кафедры ботаники ЮФУ С.Н. Горбову за ценные советы постоянную поддержку на протяжении всего периода подготовки диссертации, коллективу НИЛ «Биогеохимия» за помощь в

проведении полевых и лабораторных изысканий; к.б.н., доценту кафедры почвоведения и оценки земельных ресурсов Ю. А. Литвинову за помощь в работе с картографическим материалом, преподавательскому составу кафедры почвоведения и оценки земельных ресурсов за качественное обучение, консультации и помощь в работе.

1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Почвы в городской среде

Термин «городские почвы»

В широких кругах научного сообщества принято считать изучение почв городов и пригородных территорий молодым направлением в почвоведении (Большаков, 2004). Однако еще В. В. Докучаев обозначил акценты особенностей исследования почв в городах, и разработал подробную программу изучения почвенного покрова Санкт-Петербурга. Эта комплексная программа почвенно-экологических исследований под названием «Детальное естественно-историческое, физико-географическое и сельскохозяйственное исследование Санкт-Петербурга и его окрестностей» была инициирована В.В.Докучаевым в 1890 году. Для ее исполнения были привлечены лучшие ученые своего времени (Ковалева, 2011). Но, по словам самого же Докучаева: «К сожалению, эта работа не была закончена» (цит. по: Докучаев, 1953). Однако аргументированные Докучаевым экологические концепции данного направления начиная со второй четверти двадцатого века привлекали все больше внимания ученых, и приобрели особую значимость к концу означенного столетия, что было обусловлено развитием урбанизации и явным трендом к переселению в города все большего количества населения Земного шара.

Термин «городская почва» впервые встречается для описания сильно трансформированных или механически нарушенных почв городских территорий в статье Земляницкого (1963). Им также была предложена классификация городских почв, которая опиралась на степень их нарушенности. Термин приобрел популярность среди западных ученых, и уже в 1974 ученый из США Дж. Бокгейм дал определение понятию «городские почвы», показав, что это прежде всего «почвенный материал, имеющий несельскохозяйственный искусственный поверхностный слой толщиной более 50 см, который образовался путем перемешивания,

заполнения или загрязнения поверхности земли в городских и пригородных районах» (Bockheim, 1974).

Взяв за основу эти, на первый взгляд простые и очевидные, но инновационные для данного этапа развития науки, определения Эванс и др. (2000), а затем Капра и др. (2015) представили городские почвы в более широком контексте измененных человеком почв, сгенерировав термин "антропогенная почва". Этот подход расширяет понимание городских почв, включая не только плотно заселенные городские и пригородные районы, но и почвы, которые, хоть и не подверглись серьезным разрушениям, но все же затронуты воздействием городской среды.

В СССР и России городские почвы не имели полноценной таксономической единицы в классификации почв 1977 года и рассматривались как объект интереса отдельных ученых. Но с появлением новых классификационных систем ситуация изменилась. В "Классификации и диагностике почв России" (2004) появляются урбостратифицированные подтипы, отличительной чертой которых является гумифицированный стратифицированный горизонт «урбик» толщиной более 40 см (Bezuglova et al., 2012; Тагивердиев, 2020). Однако другие типы почвенных профилей, характерные для городского почвообразования, не были включены в эту таксономическую единицу. В последующей статье "Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России" (Прокофьева и др., 2014), городские почвы были введены в новейшую классификацию. Согласно этой классификации, были выделены урбостратоземы в синлитогенном стволе. Эти почвы формируются благодаря постоянному или периодическому поступлению различных веществ на поверхность (Строганова и др., 1997; Наквасина и др., 2006; Безуглова и др., 2011; Дымов и др., 2013; Прокофьева и др., 2014). Среди них можно выделить урбостратоземы, урбостратоземы техногенные и урбостратоземы на погребенных почвах.

Влияние урбанизации на роль городских почв

Урбанизация представляет собой процесс преобразования природной среды в городскую среду, где жители образуют сообщества, а инфраструктура, такая как здания, дороги и другие сооружения, составляет застроенный урболандшафт (Вахненко, 2000; Farfel et al., 2005; Garthwaite R.L. et al., 1995). Этот процесс часто связан с изменением использования земли, включая преобразование лесных и сельскохозяйственных участков под городскую застройку. Подобные изменения происходят в различных масштабах, и охватывают, как пригородные, так и внутренние районы городов (Craine, 2010; Chao Su1 et. al., 2014; Wessolek, 2008).

Почвенный покров городских районов подвержен различному антропогенному воздействию, которое может проявляться как относительно слабо (например, на участках с дикорастущими лесными насаждениями на почвах, сохранивших естественное строение, так и в значительной мере (например, на участках городского леса, на почвах, закрытых непроницаемыми поверхностями, и имеющих механические нарушения, либо включения, созданные человеком (Pouyat et al., 2010; Poland et al., 2006; Morel et al., 2017)). К последним относятся массивные или сильно нарушенные, бесструктурные почвы (Short et al., 1986; Ворончихина и др., 2002), перевезенные, насыпные горизонты (Shaw, Isleib, 2017; Johnson et al., 2006), запечатанные непроницаемыми поверхностями (асфальтное или резиновое покрытие) почвы (Scalenghe and Marsan, 2009; Grabosky et al., 2007), а также почвы, строение которых когда-то было нарушено, но в настоящее время использующиеся для озеленения городских улиц (Doolittle et al. 1997; Ossola et al. 2016).

Таким образом, в сравнениях между различными типами городского землепользования необходимо учитывать функциональное назначение и оказанное воздействие городской среды, такие, как механическое нарушение поверхности почвы при планировках участков, последующая хозяйственная деятельность (удобрение, орошение) (Burrow 2017; Findlay et al. 1996;

Kirkham, 2006; Spoer et al., 2003), интенсивность использования (перетаптывание), растительный покров и городская окружающая среда (изменения в качестве воздуха, изоляция среды обитания), которые часто являются новыми, а также история участка (Poeyat et al., 2017; Burghardt, 2017; Практикум по агрохимии, 1989).

Биологические сообщества городских почв представляют собой уникальное сочетание «местных» видов, которые процветают в условиях городского ландшафта, и видов, «ввезенных» из других регионов или континентов (Drouin, 2016; Hornung et al., 2003). В плотных «запечатанных» почвах ограничивается доступ к ресурсам для нормальных условий существования многих почвенных организмов (Scharenbroch and Johnston, 2011). Некоторые таксономические группы, например, дождевые черви типа *Annelida* и муравьи семейства Formicidae, способны выживать в условиях ограниченного доступа влаги и кислорода, под непроницаемыми поверхностями или тротуарами (Ромзайкина, 2021; Burrow, 2017; Youngsteadt et al., 2015). Методы благоустройства территорий, например, сгребание и сжигание опавших листьев, «лишают многие виды живых организмов убежища и доступа к пищевым ресурсам» (Jo et al., 2015). Однако методы компостирования и мульчирования создают новые питательные среды (Youngsteadt et al., 2015; Burrow, 2017).

Роль почвы в поддержании экосистемных функций часто недооценивается, особенно в случае городских почв, которые имеют измененный профиль (Зубкова и др. 2021; Korsós, 2002). Несмотря на это, исследования указывают, что городские почвы могут выполнять многие экосистемные функции, аналогичные негородским почвам (Morel et al., 2015; Pavao-Zuckerman, 2012). Фактически, в некоторых случаях городские почвы могут иметь еще большее значение для поддержания экосистемных функций из-за высокой плотности населения, проживающего в городских районах (Herrmann et al., 2017).

Почвоведы выделяют прямые и косвенные воздействия, влияющие на свойства почвы. Механические нарушения профиля, захламление антропогенными материалами, покрытие ее рыхлыми чужеродными или непроницаемыми поверхностями – таковы виды прямого воздействия (Кошелева, 2015; Szlavec et al., 2006; Szlavec et al., 2011). Косвенные эффекты проявляются как вторичное влияние, вызванное непрямым воздействием на саму почву. Связывают их в первую очередь с изменениями в абиотической (химический состав, реакция среды почвенного раствора) и биотической среде, которые могут воздействовать даже на незатронутую прямыми антропогенными процессами почву в городских и пригородных районах (Pouyat et al., 2010; Приваленко, 1993). Результаты этих прямых и косвенных воздействий создают условия, которые экологи и почвоведы определяют как "новые" экосистемы (Hobbs et al., 2006), которые представляют собой совокупность условий, формирующихся в городских почвах со временем, начиная с поселений и плотно населенных городов (Manceau et al., 2000).

Прямые эффекты

Человеческая деятельность в городской среде оказывает значительное влияние на почвенно-покровный слой. В связи с этим, почва подвергается разнообразным манипуляциям со стороны людей для различных целей, таких как перенаправление ливневых стоков, уход за газонами, клумбами (облагораживание открытых почвенных участков), создание ландшафтного дизайна, городское сельское хозяйство и отдых (Приваленко, 2003). Такие действия могут привести к быстрым изменениям в почвенном покрове и его классификации.

Более того, в результате человеческой деятельности образуются различные виды отходов, включая промышленные, строительные и бытовые отходы, а также отходы биологического происхождения (пищевые отходы, экскременты домашних животных), которые могут негативно влиять на качество почвы в городской среде (Burghardt, 2017; Gregg et al., 2003).

Следовательно, процессы урбанизации приводят к изменениям в физических, химических и биологических свойствах почвы, а также в ее структуре и составе. Изучение влияния урбанизации на почву и миграцию тяжелых металлов в городских почвах является важным направлением исследований (McBride and Crawford, 1989).

Процессы землепользования и урбанизации, связанные с изменением окружающей среды, не ограничиваются только близкими к городам территориями. Они также охватывают пригородные районы и внутренние участки городов через точечное строительство (Setälä и др., 2014; Oke, 1990). Обычно началом этого процесса является формирование различных уровней ландшафта с помощью градации. В процессе градации происходят изменения в ландшафте, связанные с удалением верхних О- и А-горизонтов почв и уплотнением оставшихся грунтов с использованием тяжелой строительной техники (Howard и др., 2015; Sass, 1987). Даже если верхний слой почвы заменяют после завершения строительства, это все равно влечет ухудшение структуры почвы, значительные потери почвенного углерода (C) (Chen и др., 2014) и снижение гидравлической проводимости (Schwartz and Smith, 2016).

Даже если поверхностные почвы заменяются после строительства, структура почвы ухудшается, происходит значительная потеря почвенного углерода (C) (Chen et al., 2014), и гидравлическая проводимость значительно снижается (Schwartz and Smith, 2016).

Утилизация отходов

Города представляют собой центры интенсивной антропогенной активности, где повышенная плотность населения, постоянные работы по строительству и обслуживанию и ремонту инфраструктуры городских районов приводят к образованию и накоплению значительного количества отходов (Szlavetz et al., 2018). В городские почвы попадают бытовые и промышленные отходы, строительный мусор, выпадения выбросов предприятий теплоэнергетики (Baveye et al., 2011). Иногда эти материалы используют для расширения береговой линии в странах с нехваткой площади

для застройки. Однако в большинстве городов проблема отходов решается путем создания мусорных полигонов (Bolan et al., 2014).

Многие выбрасываемые артефакты, будь то искусственные или обработанные материалы, которые могут содержать черный углерод, высокие концентрации микроэлементов и органические загрязнители, отличаются от природных почв своими свойствами. Эти материалы оказывают глубокое влияние на процессы почвообразования и свойства почвы (Huot et al., 2015). Такие воздействия могут включать изменения физико-химических свойств почвы, а также структуру, биологическую активность и функционирование почвенных сообществ (Baveye et al., 2017).

Управление ливневыми стоками

В контексте нашего исследования особенно интересен вопрос управления ливневыми стоками. Почва играет важную роль в регулировании дождевых стоков путем впитывания, задержки и фильтрации воды (Чемерис и др., 2007). Это связано с рядом физических, химических и биологических свойств почвы, которые способствуют эффективной обработке ливневых вод.

Структура почвы, состоящая из различных гранул почвенных частиц, обеспечивает пористость, способность впитывать и фильтровать воду. Микропоры и макропоры в почве служат как резервуары для запасаания влаги и обеспечивают ее постепенное высвобождение. Это позволяет почве задерживать значительное количество воды, что способствует снижению объема поверхностного стока (Shuster and Dadio, 2017). Кроме того, различные методы, такие как глубокое рыхление с последующим внесением компоста, могут значительно повысить проницаемость почв, деградировавших в результате уплотнения (Schwartz and Smith, 2016) и повлиять на миграцию ТМ в профиле городских почв.

Химические свойства почвы также играют важную роль в обработке ливневых вод, и особенно в изменении их состава в ходе фильтрации. Почва является природным фильтром, способным удерживать и превращать некоторые загрязнители, содержащиеся в стоках (Hansel et al., 2003).

Различные химические процессы, такие как сорбция, ионный обмен и хелатообразование, происходят в почвенном профиле и способствуют уменьшению загрязнений воды (Kaushal and Belt, 2012), но, с другой стороны, становятся центрами накопления токсикантов.

Важную роль в управлении ливневыми стоками играют и биологические компоненты почвы, такие как микроорганизмы и корневые системы растений (Carreiro et al., 2000; Shuster et al., 2014). Микроорганизмы разлагают органические вещества и улучшают структуру почвы, повышая ее водопроницаемость (Arthur et al., 2012; Piotrowska and Charzynski, 2015). Корни растений проникают в почву, создавая пути для проникновения воды и удержания почвенных частиц, что способствует уменьшению эрозии.

Таким образом, управление ливневыми стоками с использованием почвы представляет собой комплексный подход к устойчивому водоуправлению в городской среде, а вместе с этим и перераспределению ТМ в почвенном профиле.

Герметизация и мощение

Большая часть территории городов покрыта непроницаемыми асфальтными и бетонными покрытиями (Scalenghe and Marsan, 2009). Ряд исследований, основанных на отобранных из-под тротуаров пробах, показал, что подобные поверхности прерывают поток вещества, поскольку исключают вертикальные и горизонтальные токи влаги и нарушают энергетический обмен (Smetak et al., 2007). Плотная асфальтная или бетонная поверхность также нагревается и задерживает тепло. Это приводит к снижению доступности кислорода под непроницаемой поверхностью, что создает неблагоприятные условия для корней многих растений и микроорганизмов почвы (малощетинковых червей, муравьев, проволочников, медведок, мокриц и др.) и аэробной микрофлоры (Piotrowska and Charzynski, 2015; Raciti et al., 2012).

Исследования также показывают, что содержание углерода и азота в почвах под непроницаемыми покрытиями ниже, чем на смежных участках с

незапечатанными почвами. Это свидетельствует о негативном влиянии формирования асфальтных и бетонных непроницаемых поверхностей на экологические функции почвы (Piotrowska and Charzynski, 2015; Raciti et al., 2012).

Из-за обширного использования плотных, непроницаемых покрытий в городских районах, основное бремя выполнения ключевых функций почвы ложится на фрагментированные и негерметизированные участки (Setälä et al., 2014; Мынбаева, 2020). Города, как правило, располагаются в местах пригодных для дальнейшего их роста по своим топографическим характеристикам и при наличии хорошей дренажной системы, это приводит к тому, что многие из наших самых плодородных сельскохозяйственных почв исчезают по мере расширения городских территорий (Wessolek, 2008). Одним из не прямых эффектов асфальтирования является появление вторичных карбонатов, повышенное количество этих соединений характерно для городских почв. Они образуются за счет выветривания силикатов кальция и гидроксидных минералов бетонных покрытий (Washbourn et al., 2015), а также из материалов, непосредственно используемых в качестве подложки под асфальтовые покрытия. Карбонат кальция также может попадать в почву из пыли и природных исходных материалов, что способствует повышению pH почвы и предотвращению ее подкисления (Pouyat et al., 2007). Но существует и несколько плюсов в герметизации почвы, таких как быстрое удаление дождевых стоков, контроль загрязнения и даже сохранение культурных памятников, как, например, руины Помпеи (Scalenghe и Marsan, 2009; Wessolek, 2008). А в условиях Ростовской агломерации таким поставщиком карбонатов в запечатанные под асфальтовым покрытием почвы, является разновидность известняка – тырсы, нередко используемого при асфальтировании в качестве материала «дорожной подушки». Такие примеси могут формировать сплошные слои, которые становятся барьерами на путях миграции влаги и растворенных в ней ТМ.

Процесс засыпки может происходить в случаях, когда верхний слой почвы был удален, либо почвы сильно деградированы (например, находились под сооружениями или дорогами, подверглись уплотнению и содержат различные артефакты) или законсервированы из-за накопления загрязняющих веществ. В таких ситуациях часто прибегают к импорту почвы с привлечением специализированных компаний, занимающихся смешиванием и переработкой почвы. Этот процесс, как правило, включает в себя процедуры просеивания и смешивания почвы с песком и компостом.

Косвенные эффекты

Изменяя микроклимат городской среды, высаживая нехарактерные для данной климатической зоны растения, люди косвенно воздействуют на городские почвы (Pouyat et al., 2010). В городах наблюдается повышенный уровень температуры из-за антропогенной тепловой активности и уменьшения потерь тепла, что в результате создает так называемые "городские острова тепла" (Таһа, 1997; Безуглова, Приваленко, 2003; Zhao et al., 2014). Увеличение доли осадков, загрязненных различными химическими элементами за счет деятельности промышленных предприятий, может также косвенно изменять химический состав органического вещества почвы и воздействовать на активность микроорганизмов (Lovett et al., 2000; Rao et al., 2014). Внедрение инвазивных растений также оказывает воздействие на состояние почвы и ход биогеохимических циклов (McKinney, 2006; Liao et al., 2008). Эти косвенные воздействия человека на почвы приводят к изменениям в структуре и гранулометрическом составе почвы, химических циклах, таких как круговорот азота.

Городской климат

Городской климат представляет собой уникальный микроклимат. Города обычно характеризуются отличиями в температуре, осадках, ветре и других климатических параметрах по сравнению с прилегающими сельскими районами или открытыми пространствами. Изменения городских климатических условий оказывает значительное влияние на почвы, приводя к

различным трансформациям почвенных характеристик и неблагоприятным условиям для почвенной биоты (Иванисова, 2020).

Города часто испытывают эффект "теплового острова" (Chen et al., 2016; Jochner and Menzel, 2015), при котором температура внутри городской среды выше, чем в прилегающих сельских районах. Из-за высокой плотности зданий, дорог и других непроницаемых поверхностей, которые поглощают и задерживают тепло, температура внутри городской черты возрастает, в сравнении с окружающими сельскими территориями. образуя эффект "городского теплового острова" (Безуглова и др., 2003; Chen et al., 2016; Jochner and Menzel, 2015). Данное явление может способствовать повышению температуры почвы, воздействуя на ее физико-химические свойства, а также на биологическую активность. Результаты экспериментальных исследований повышения среднегодовой температуры почвы показывают, что микробная активность почвы и процессы почвенной экосистемы в городских ландшафтах могут ускоряться из-за эффекта городского острова тепла (Xu et al., 2016).

Городская инфраструктура, такая как дороги, аэропорты и парки, также влияет на городской климат. Они могут изменять направление и интенсивность ветра, вызывать образование микроклиматических зон и воздействовать на распределение осадков (Butler et al., 2012). Контролировать рост температуры, влажность воздуха, уровень загазованности, а также шумовой фон в городских условиях помогают древесные насаждения. Общая площадь зеленых насаждений – важный показатель для оценки степени урбанизации. В идеале она должна составлять от 40 до 60% (Иванисова, 2019).

Изучение эффекта городского острова тепла в городах достигло значительного прогресса, но исследования изменения количества осадков в городах представляют собой сложную и актуальную тему для научных исследований атмосферы (Song et al., 2016; Shepherd and Burian, 2003). Недавние научные исследования подтверждают существование «эффекта

городских дождей», когда в городских районах выпадает больше осадков, снегопадов и конвекционных штормов по сравнению с окружающей сельской местностью (Shem and Shepherd, 2009). Исследования также указывают на возможное влияние измененных режимов температуры и осадков в городской среде на продуктивность растений, количество и качество поступающего в почву органического вещества, а также на микробную активность, которые играют важную роль в структуре и функции городской почвы (Niyogi et al., 2011).

Таким образом, совместное воздействие измененных режимов температуры и осадков в городах может оказывать значительное влияние на городскую почву, ее структуру и функционирование, в том числе на передвижение влаги в почве, а вместе с ней и подвижных соединений металлов. Это важный аспект, который требует дальнейших исследований для более полного понимания и управления городской средой.

1.2 Химический состав городских почв

Городские почвы отличаются от естественных почв своим химическим составом из-за воздействия антропогенных факторов, таких как промышленность, дорожное движение, застройка и использование химических веществ (Bulaev et al., 2015; Emmirich et al., 1982). Вот некоторые конкретные отличия и изменения, которые происходят в городских почвах.

Изменение содержания органического вещества. Урбанизация приводит к снижению содержания органического вещества в городских почвах. Это связано с удалением растительного покрова и его заменой искусственными материалами, такими как асфальт и бетон (Сорокин и др., 2020; Ouvrard, 2011). Органическое вещество играет важную роль в поддержании плодородия почвы и способствует ее структурированию, водоудержанию и доступности питательных веществ (Тагивердиев и др., 2020; Sackett et al., 2013).

Изменение pH.

Городские почвы часто имеют измененный уровень pH. Выбросы оксидов азота и серы от промышленных и автомобильных источников могут приводить к подкислению почвы, и это может негативно влиять на растения и микроорганизмы (Орлов, 1985). Также применение известняка и бетона в строительстве может повысить уровень щелочности в городских почвах, а соответственно и ее буферность по отношению к подкисляющим агентам.

Усиленное использование удобрений.

В городской среде часто применяются удобрения для поддержания зеленых насаждений и ландшафтного дизайна. Неконтролируемое использование удобрений может приводить к неравномерному распределению питательных веществ в почве, что может привести к понижению плодородия или их слишком высокому содержанию, что негативно сказывается на экосистеме почвы (Kourtev, 2003).

Изменение содержания органических и неорганических загрязнителей.

Городские почвы могут содержать разнообразные органические и неорганические загрязнители, такие как нефтепродукты, пестициды, гормоны и фармацевтические препараты (Нечаева, 2007). Эти вещества могут поступать из промышленных и домашних источников и иметь вредные последствия для почвенной экосистемы и здоровья человека.

Загрязнение тяжелыми металлами.

Городские почвы часто содержат повышенные концентрации тяжелых металлов, таких как свинец, кадмий, ртуть и цинк (Минкина и др., 2013; Madre, 2013). Эти металлы могут поступать в почву из промышленных выбросов, автомобильных выхлопных газов, строительных материалов, медицинских отходов и других источников (Иванов, 1996). Высокие концентрации тяжелых металлов могут быть вредными для растений, животных и человека.

К настоящему времени многочисленные исследования показали, что высокий уровень содержания металлов/металлоидов в почвенной среде не

только оказывают неблагоприятное воздействие на микробное сообщество (Ильин, 2001) , но и, поднимаясь по пищевой цепочке, воздействуют на рост и метаболизм растений и функции органов и тканей человека (например, почек, печени, легких, репродуктивной системы, нервной системы) (Kushwaha et al., 2018; Bhanse et al., 2022).

1.3 Термин «тяжелые металлы»

Существует множество мнений о происхождении термина «тяжелые металлы». Некоторые источники утверждают, что термин впервые был применен в работе “Handbuch der theoretischen Chemie” («Учебник теоретической химии») немецкого химика Леопольда Гмелин. Другие ресурсы утверждают, что ранее термин использовался в учебнике “Bjerrum’s Inorganic Chemistry” датского химика Нильса Бьеррама. В силу сложности и дороговизны книжной печати в 19-м веке, а также большей приверженности ученых к исследуемому объекту, а не к тонкостям оформления своих работ, на сегодняшний день крайне сложно определить первенство в данном вопросе. Также в работах обоих ученых прослеживаются схожие закономерности в использовании термина, а в основу определения тяжелых металлов была положена плотность. Однако нижний порог плотности, от которого элемент можно было отнести к тяжелым металлам, значительно варьировал (от $3,5 \text{ г/см}^3$ до 7 г/см^3), что в дальнейшем могло стать одним из факторов выдвижения на первый план других химических свойств в определении «тяжести» металлов, таких как относительная атомная масса и атомный номер (зарядовое число). Но в данном вопросе также вставал вопрос о точке отсчета, с которой элемент необходимо было причислять к тяжелым металлам. Так, например в работах (Carr, 2007; Pardo et al., 2011) утверждается, что тяжелый металл — это элемент, проявляющий металлические свойства и имеющий относительную атомную массу более 23 а.е.м. (от магния и далее, следуя периодической таблице Д.И. Менделеева). Другие ученые (Rand et al., 1995) предлагали вести отчет от скандия

(атомный вес — 45), исключая магний и натрий. Важно заметить, что оба подхода никак не сопоставляются с определением, базировавшимся на плотности металлов, так как натрий ($0,97 \text{ г/см}^3$), магний ($1,74 \text{ г/см}^3$) и скандий ($2,99 \text{ г/см}^3$) имеют плотность ниже любого из обозначенных учеными условных порогов плотности.

Схожие проблемы наблюдаются при применении концепции на основе зарядовых чисел. Так как при таком подходе в число тяжелых металлов попадают элементы, начиная с 21-го номера, а это не согласуется ни с первой, ни со второй теорией, так как, во-первых, минимальная атомная масса становится равна атомной массе скандия (44,96), а во-вторых, под определения попадают элементы с более низкой плотностью (рубидий — $1,53 \text{ г/см}^3$; стронций — $2,54 \text{ г/см}^3$). К тому же подобная концепция включает в себя неметаллы: мышьяк, теллур, селен, что еще больше противоречит филологическому смыслу термину «тяжелые металлы». Начиная с 1950-х годов и исследований о невозможности использования атомной энергии в социально-бытовой инфраструктуре и предметах повседневного использования, таких как автомобили, пылесосы и телефоны, в научном сообществе массово возрастает интерес к изучению влияния антропогенной деятельности на окружающую среду и здоровье человека. И здесь появляется токсикологический подход к определению термина тяжелые металлы, как особой группы элементов, образующих в составе с другими элементами опасные неорганические соединения. Выделяются металлы маркеры антропогенного воздействия, такие как: V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ag, Cd, Au, Hg, Sn, As и Pb. Но такой подход, приемлемый для геохимиков и экологов не имел под собой химического обоснования. Наибольшее распространение получили следующие замены для термина: «следовые элементы» (trace metals, trace elements), «доступные элементы» (available metals), «микроэлементы» (micronutrients) и «потенциально токсичные элементы» (potentially toxic elements).

Но предлагаемые замены термину не отражают полностью сути его определения. Так, например, замена термина на «следовые элементы» (trace metals; trace elements) будет неверной, поскольку не все следовые элементы являются металлами, а также в разных средах одни и те же элементы могут быть как следовыми (trace elements), так и естественными для данной среды (basic elements). Также возникает некорректность в использовании термина «следовые элементы» (trace metals; trace elements) с геохимическим понятием «trace elements» (редких элементов) или «элементов-примесей», содержание которых в породе не превышает 0,1% (Козлов, Предовский, 2005). Также в геохимии используется термин «следы» (traces), подчеркивая малую концентрацию того или иного элемента. Понятие «доступные элементы» (available metals) – отражает лишь одну из форм тяжелых металлов в почвенной, воздушной или жидкой среде. «Микроэлементы» (micronutrients) – понятие, выражающее биологически важную роль элементов в жизненном цикле живых организмов (Butler et al., 2012). А под термин «потенциально токсичные элементы» (potentially toxic elements) подходит, в том числе, и множество сложных органических соединений, применяемых в сельском хозяйстве (фунгициды, гербициды, инсектициды, зооциды, альгициды, акарициды), нефтепродукты, а так же неорганические соединения (диоксид углерода, оксиды азота, диоксид серы).

Несмотря на то, что до сих пор не существует общепринятого определения, термин «тяжелые металлы» наиболее прочно закрепился как в научной литературе, так и в нормативных актах по стандартизации оценки качества окружающей среды и ее объектов, а также является ярким маркером для привлечения внимания к экологическим проблемам.

1.4 Формы тяжелых металлов в почвах

Тяжелые металлы в почве могут находиться в различных формах и состояниях, которые влияют на их мобильность, доступность растениям и потенциальную опасность для окружающей среды. Некоторые основные

формы нахождения тяжелых металлов в почве следующие (Алексеев, 1987; Бугров, 2020; Бушуев, 2007; Минкина и др., 2009):

- Растворенная форма. В городских почвах тяжелые металлы могут находиться в растворенной форме. Растворенная форма предполагает присутствие элемента в почвенном растворе в виде ионов свинца (Pb^{2+}), кадмия (Cd^{2+}), меди (Cu^{2+}), цинка (Zn^{2+}) и анионов или в форме комплексов с другими химическими соединениями (Щеглов и др., 2012). Растворенная форма тяжелых металлов является наиболее подвижной и доступной для поглощения растениями или переноса водой. Растворенные ионы тяжелых металлов также наиболее подвержены выщелачиванию с поверхности почвы в грунтовые воды.

- Фиксированная форма. Тяжелые металлы могут быть фиксированы в почвенных частицах и минералах, таких как глины, гумус, оксиды железа и алюминия. В этой форме металлы связаны с поверхностью почвенных коллоидов или встраиваются в структуру минералов (Чухров и др., 1980). Фиксация металлов может снижать их мобильность и доступность для растений.

- Сорбированная форма. Тяжелые металлы могут быть сорбированы на поверхности почвенных частиц и органического вещества. Это происходит за счет химического взаимодействия между ионами металлов и активными поверхностями почвенных компонентов (Никифорова и др., 2009). В этой форме металлы могут сохраняться на поверхности почвы и быть менее доступными для растений и микроорганизмов (Gorbov et al., 2016).

- Включения в минералы. Тяжелые металлы могут быть включены в структуру минералов почвы, таких как ферро- и ферригидриты, гумусовые вещества и другие. В этом случае металлы становятся частью минеральной матрицы и могут быть менее доступными для химических и биологических процессов (Dixon et al., 1992).

- Аморфные фазы. В городских почвах могут образовываться аморфные фазы, которые содержат тяжелые металлы. Эти фазы могут быть результатом антропогенной деятельности, такой как сжигание отходов или промышленные выбросы (Berti et al., 1996).

- Частицы и осадки. Тяжелые металлы могут быть связаны с частицами пыли, осадков и атмосферных загрязнений, которые оседают на поверхности.

В почве тяжелые металлы могут находиться в различных соединениях, которые влияют на их химическую реактивность, мобильность и доступность для биологических систем (Лурье, 1976). Некоторые из основных соединений тяжелых металлов в почве следующие:

- Сульфиды. Некоторые тяжелые металлы, включая свинец (Pb), медь (Cu), цинк (Zn) и кадмий (Cd), могут образовывать сульфиды, такие как сульфид свинца (PbS), сульфид меди (CuS), сульфид цинка (ZnS) и сульфид кадмия (CdS) (Roberts et al., 2002). Сульфиды тяжелых металлов могут быть менее растворимыми и более устойчивыми в почвенной среде, но при неблагоприятных условиях могут подвергаться окислительной диссоциации и освобождать ионы металлов.

- Оксиды и гидроксиды. Тяжелые металлы могут образовывать оксиды и гидроксиды, такие как оксид железа (Fe_2O_3), оксид алюминия (Al_2O_3), гидроксид свинца ($\text{Pb}(\text{OH})_2$) и гидроксид кадмия ($\text{Cd}(\text{OH})_2$) (Чухров и др., 1980). Эти соединения могут быть важными носителями тяжелых металлов в почве и играть роль в их сорбции и фиксации.

- Карбонаты. Тяжелые металлы могут образовывать карбонатные соединения, такие как карбонат свинца (PbCO_3), карбонат меди (CuCO_3) и карбонат цинка (ZnCO_3) (Robson A.D 1993). Карбонаты тяжелых металлов обычно имеют низкую растворимость в воде и могут служить как потенциальный источник этих металлов в почвенной системе.

- Органические комплексы. Тяжелые металлы могут образовывать комплексы с органическими веществами в почве, такими как гумусовые

кислоты и другие органические соединения (Xu et al., 2016). Эти химические комплексы могут оказать влияние на передвижение и доступность тяжелых металлов как для растений, так и для микроорганизмов, что делает этот процесс важным аспектом в изучении взаимодействия тяжелых металлов с почвенной средой.

- Катионы и анионы. Тяжелые металлы могут находиться в почве в виде различных ионов и анионов. Например, катионы свинца (Pb^{2+}), кадмия (Cd^{2+}), меди (Cu^{2+}) и цинка (Zn^{2+}) могут быть присутствовать в почве в ионной форме (Петухов и др., 2022; Пинский, 1997).

- Эти ионы могут быть мобильными и иметь потенциальное влияние на окружающую среду и здоровье растений и животных.

Необходимо учесть, что специфические соединения и формы присутствия конкретных соединений тяжелых металлов в почве могут значительно различаться в зависимости от множества факторов, включая химический состав почвы, уровень pH, структуру почвы и источники загрязнения.

1.5 Загрязнение почв городов тяжелыми металлами

Одним из основных признаков урбогенеза, влияющим на почвообразование, является загрязнение почвы в результате накопления, перемешивания и заполнения почв загрязнителями непочвенного генезиса (Amanullah et al., 2016; Trammell et al., 2016).

Тяжелые металлы/металлоиды, такие как Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Mn и т.д., обычно существуют в природе на естественном уровне (Орлов и др., 2002). Однако, в связи с ростом масштабов и направлений промышленной и сельскохозяйственной деятельности, развитием транспортных сетей, постоянно увеличивающимся количеством бытовых отходов, возрастает концентрация соединений этих элементов (Сизов, 2009; Gray et al., 2006; Lindroth, 1957). Появляются новые пути миграции их избыточных количеств в атмосферу, воду и почву. В свою очередь накопление в данных средах

приводит к большому вреду экосистеме в общем, и здоровью человека, в частности (Kabata-Pendias, 2011; Gautam et al., 2021; Goswami et al., 2021; Gupt et al., 2015; Bhanse et al., 2022; Trammell et al., 2012).

Металлы, безусловно, являются важнейшими микроэлементами в питании растений, так они регулируют различные этапы метаболизма, такие как синтез белка, регулирование водного и углеродного баланса, стимуляция роста, активация ферментов (Казнина, 2003; Манджиева, 2009; Минкина и др., 2013). Но при превышении оптимальных дозировок таких элементов, как цинк (Zn), свинец (Pb), медь (Cu), кобальт (Co), марганец (Mn) и хром (Cr) в окружающей среде, возникает серьезная опасность для живых организмов и растений. Несмотря на проведение систематического мониторинга и многолетних наблюдений за содержанием тяжелых металлов в почвах городских территорий, разработанные мероприятия по рекультивации (Рэуце и др., 1986; Ehrenfeld, 2010; Philpott et al., 2014), таких как срезание верхнего слоя и завоз нового грунта (горизонта RAT) не применимы к таким городским участкам (Пампура, 2019), как покрытые асфальтовым или плиточным покрытием тротуары, парки с многолетними деревьями насаждениями, обустроенные детские площадки или дворовые области жилых комплексов, несмотря на то, что эти территории могут быть подверженными загрязнению. Опасность химического загрязнения почв усугубляется тем, что в силу высокой буферной способности зональных почв, последствия накопления деструктирующих элементов длительное время остаются скрытыми. Одной из причин может быть недостаточное внимание к роли почвы как аккумулятора ТМ, фактического резервуара для токсичных соединений. Хотя в условиях урбоэкосистем/городских экосистем протекторная функция почв приобретает ведущую первостепенную роль.

Понимание механизмов загрязнения тяжелыми металлами городских почвах, их распространения и последствий является важным этапом, имеющим практическое значение в разработке стратегий управления и регулирования загрязнения, реализации политик и программ, направленных

на снижение уровня загрязнения и обеспечении устойчивого развития городских экосистем и поддержании здоровья жителей городов.

Помимо ТМ (Mn, Cr, Cu, Pb, Cd и Zn) производственные предприятия выбрасывают в окружающую среду ряд вредных веществ, включая угарный газ (CO), радионуклиды, хлорфторуглероды, которые оказывают токсичное воздействие и загрязняют природные ресурсы (Ahuti, 2015; Saleh и Gupta, 2014; Минкина и др., 2011). Такие ТМ, как Cu, Zn, Cr и Cd, являются токсичными промышленными отходами и создают угрозу загрязнения грунтовых вод и почвы (Ahmaruzzaman and Gupta, 2011). Индустриализация, современное сельское хозяйство, постоянно растущая нагрузка человеческой деятельности на естественные экосистемы и незаконный сброс промышленных отходов ухудшили качество почвы и оказывают пагубное влияние на все живые организмы. Многие из этих загрязняющих веществ известны или рассматриваются как канцерогены и мутагены и могут влиять на нормальное функционирование экосистемы. Например, мышьяк (As), самый распространенный металлоид на поверхности земли, известен как сильный токсин для живых организмов (Chanpiwat et al., 2015). Мышьяк содержится в почве и грунтовых водах, как в неорганической, так и в органической форме.

Пятивалентные ионы мышьяка [As (V)] являются самыми крупными неорганическими соединениями мышьяка, встречающимися в воде, такими как AsO_4^{3-} , H_2AsO_4^- , H_3AsO_4 и HAsO_4^{2-} , и они более токсичны, чем трехвалентные ионы мышьяка, такие как H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} и H_3AsO_3 (Самохвалова, 2017). Попадая в окружающую среду, мышьяк вступает в контакт с организмом, проникает в ткани клетки и вызывает вредное воздействие (Gupta et al., 2015). Помимо этого, в случае поступления мышьяка в организм повышается вероятность развития проблем с почками, печенью, кожей, а также риск развития рака простаты (Ali et al., 2012). Деятельность человека, связанная с промышленными процессами (например, добычей полезных ископаемых и металлургией) наряду с природными

источниками (например, минералами, вулканическим выветриванием), является основной причиной обогащения почвы металлами.

Многолетняя промышленная деятельность приводит к накоплению ТМ и в городских почвах, что оказывают неблагоприятное воздействие на окружающую среду. Предыдущие исследования показали, что оценки уровня загрязнения почв тяжелыми металлами порой бывает недостаточно для оценки уровня риска здоровью жителей городов с тяжелой промышленностью (Song et al., 2016). Так как потенциальный риск связан в первую очередь с биодоступной фракцией ТМ, что не учитывается при оценке риска для здоровья человека в большинстве исследований.

Тяжелые металлы оказывают воздействие на численность, видовой состав и активность почвенных микроорганизмов (Марковская и др., 2019). Токсические эффекты микроэлементов обусловлены вмешательством в клеточные биомолекулы. Повышенное воздействие ТМ на живые организмы приводит к потенциально опасным угрозам (Sarma et al., 2011). Металлы могут действовать как окислители и восстановители в экологических процессах, которые вызывают повреждение и ингибирование клеток (Jaishankar et al., 2014). Накопление высоких концентраций таких металлов, как Pb, Se, Hg, As и Cr, может вызвать токсические эффекты и привести к летальному исходу для живых организмов (Brink et al., 2017; Mtimunye and Chirwa, 2013).

В настоящее время широко используются для оценки характеристик загрязнения почвы тяжелыми металлами такие методы оценки экологического риска и риска для здоровья человека ТМ в почве, как расчеты индексов. Индекс геоаккумуляции (Igeo), индекс нагрузки загрязнения (PLI), индекс потенциального экологического риска, коэффициент загрязнения, коэффициент обогащения (EF) и коэффициент подвижности (MF) (Muller and Connor, 1969; Wang et al., 2021; Huang et al., 2021; He et al., 2019). Хотя многие исследования пытаются предсказать мобильность и оценить риск загрязнения ТМ для здоровья с помощью механистических моделей (Bonten

et al., 2008; Groenenberg et al., 2010; Ahn et al., 2020), эмпирические модели широко применяются в силу вычислительных преимуществ и доступности данных (Ma et al., 2018; Peng et al., 2022; Lei et al., 2022). При оценке риска для здоровья часто пренебрегают достоверностью состава ТМ и неопределенностью параметров (Zhou et al., 2018; Yao et al., 2020; Zhang et al., 2020; Sadeghfam et al., 2021), так как модель NHRA содержит набор эталонных значений, которые могут привести к тому, что результаты оценки будут иметь неотъемлемую неопределенность. В этом контексте биодоступная фракция ТМ учитывает фактическую токсичность воздействия ТМ на человека, что отражает поглощение ТМ организмами. Поскольку химический состав соединений ТМ влияет на их биологическую активность, для фракционирования геохимического состава металлов в почвенной матрице применяются методы последовательной экстракции (Бауэр, 2018; Бурачевская и др., 2022; Минкина и др., 2011, 2013). В целом биодоступная фракция ТМ меньше общей концентрации (Lamb et al., 2009; Jiao et al., 2014).

Хорошо известно, что хроническое воздействие ТМ на человека при пероральном приеме внутрь, контакте с кожей и вдыхании может вызвать канцерогенный риск, поскольку токсичность ТМ может повредить скелетную, нервную, эндокринную и иммунную системы (Wallace et al., 2020; Голизаде и др., 2019). Поэтому важно провести углубленное исследование для понимания состава, источника, характеристик, экологических и медицинских рисков загрязнения ТМ в городских почвах, а также для облегчения управления экологическими рисками загрязнения ТМ.

Печальным примером является возможность обнаружения Pb в относительно высоких концентрациях в городских сельскохозяйственных и садовых почвах (Schwartz and Smith, 2016). Загрязнение почвы свинцом, однако, можно существенно снизить путем внесения в почву удобрений, снижающих биодоступность свинца, или, в более серьезных случаях, путем удаления почвенных горизонтов (Kumpiene et al., 2008).

Понимание механизма поглощения ТМ растениями становится первостепенным, если встает вопрос устранения загрязнения окружающей среды, и в этом случае все большее внимание уделяется удалению металлов с помощью растений гипераккумуляторов, поскольку они удаляют металлы быстро, дешево и эффективно (Schwartz and Smith, 2016). Гипераккумуляция металлов является характерной особенностью, присутствующей у более чем 664-х видов растений, включая 0,2% всех ангиоспермов (Sarma, 2011). Имеется несколько работ по использованию гипераккумуляторов металлов, таких как поглощение Cd *Solanum nigrum* L. и *Arabidopsis halleri*, поглощение Zn, Cd и Pb *Zea mays* и поглощение Se *Astragalus bisulcatus* и *Brassica juncea* (Prakash et al., 2013). Выявление гипераккумуляторов – ключевой шаг, который все еще необходим для успешного процесса фиторемедиации. Много исследований посвящено идентификации растений, накапливающих ТМ, которые могли бы продвинуть фиторемедиацию.

Загрязнение почв тяжелыми металлами открывает ряд последовательных реакций деградации почв: это изменение pH среды, микробиологической и ферментативной активности, гумусированности, структурообразования. Эти изменения имеют такое же экологическое значение, как и само содержание тяжелых металлов. Воздействие тяжелых металлов на свойства почвы происходит поэтапно, последовательно влияя на различные компоненты биокосной среды. Этот процесс начинается с замедления скорости реакций в системе и, постепенно, меняет структурные связи в почве, ее способность к саморегуляции и даже генетический состав. Высокая концентрация тяжелых металлов влияет на развитие растений, животных и даже здоровье человека.

Тяжелые металлы воздействуют на организмы через физиолого-биохимические процессы и передаются по трофическим цепям. Концентрация этих металлов в почве зависит от множества факторов, таких как особенности геохимических барьеров, рельеф местности, сельскохозяйственные практики и другие. Если металлы остаются в

неподвижной форме, то риск их попадания в организмы растений и животных невелик. Однако, когда они переходят в растворимую (обменную) форму, кратно возрастает вероятность их усвоения живыми организмами и, следовательно, увеличивается потенциальная опасность (Минкина и др., 2013, 2017, 2018).

Именно поэтому для обеспечения экологической устойчивости необходимо постоянно контролировать содержание подвижных форм элементов в почвах урболандшафтов.

1.6 Факторы, влияющие на доступность и накопление тяжелых металлов

Поступление тяжелых металлов в почву в количествах, превышающих фоновый уровень, сопровождается их накоплением, что негативно влияет на свойства почв, снижает биологическую и ферментативную активность, провоцирует образование различных техногенных аномалий, приводит к общей деградации почв (Колесников, 1998; Плахов и др. 2015; Юдина, 2018). Но наиболее опасным для растений и других живых организмов фактором является степень доступности, которая определяется подвижностью химического элемента (Кураева, 2014; Плахов, 2021).

На подвижность элемента влияют физико-механические свойства почвы, гранулометрический состав, pH почвенного раствора, распространение по профилю солей карбонатов. Отсюда особая важность детального почвенного мониторинга промышленных, жилых и рекреационных зон города (Садовникова и др. 1985; Niesiobedzka, 2016; Плахов, 2021). Исследование миграции тяжелых металлов в почвах помогает выявить условия, при которых происходит максимальная аккумуляция тяжелых металлов в почвах (Минкина и др., 2018). Кроме того, помимо основных характеристик почвы, необходимо также учитывать косвенное влияние "внешних" факторов, таких как ландшафтная структура: особенности рельефа, местоположение на склоне, характер и тип

растительности. Большое значение имеет и антропогенное воздействие, определяемое функциональным назначением территории, плотностью застройки, характером транспортной инфраструктуры, количеством отходов и объемом техногенных отложений. Анализ таких ландшафтно-геохимических данных позволяет оценить вклад этих факторов в накопление тяжелых металлов в почвенном профиле городских территорий (Сает, 1990).

Подобный подход довольно трудноосуществим в условиях города, так как городским почвам свойственен своеобразный/специфичный набор характеристик, невозможный для почв естественного генезиса, что обусловлено их формированием в условиях массивированного антропогенного воздействия. Сильное переуплотнение, снижающее порозность и уничтожающее физические пути горизонтальной профильной миграции химических элементов, большое количество насыпных горизонтов, вовлекаемых в почвообразовательный процесс, множество включений антропогенного происхождения, изменяющих гранулометрический и химический состав, экранирование и запечатанность, создающие механические барьеры на пути атмосферных осадков, снижающие радиальную миграцию элементов, а также мозаичность почвенного профиля, усложняют анализ. Все перечисленные факторы также могут влиять на подвижность металлов в почвах (Горбов, Безуглова, 2020).

Ключевыми факторами в процессах сорбции тяжелых металлов являются содержание органического вещества и карбонатов в почвенном профиле, а также процессы гумусообразования\гумусонакопления (Манджиева, 2009). Данные характеристики так же являются ключевым диагностическим признаком для естественных почв черноземной зоны. Но в случае с городскими почвами органический углерод имеет отличный от естественных почв происхождение. Так, например, он может поступать за счет органических пищевых отходов, осаждения из взвешенных в газовой дисперсионной среде углеродсодержащих мелких частиц, входящих в состав продуктов неполного сгорания угольного и нефтяного топлива, прямого

попадания нефтепродуктов в почву (Роева и др., 2018; Wolf and Gibbs, 2004), а также за счет прямого внесения компостов при формировании конструкторов. В распределении по профилю неорганического углерода, представленного в основном карбонатными соединениями в почвах городской среды, в отличие от миграционно-сегрегационных процессов в почвах нативных/естественных, так же играет существенную роль антропогенное воздействие. Тем не менее, в условиях городской агломерации не представляется возможным дифференцировать антропогенное воздействие на перемещение карбонатсодержащих продуктов и характерную для естественных черноземов сезонную динамику карбонатов в профиле. Отсюда становится крайне важным учитывать различия в накоплении органического и неорганического углерода в разных генетических горизонтах, так как карбонатные и гумусово-аккумулятивные горизонты играют существенную роль в протекторной функции почв, формируя геохимические барьеры, аккумулируя тяжелые металлы и переводя их в неподвижное состояние.

Структура почвы играет важную роль в накоплении и динамике профильной миграции микроэлементов (Yamashita et al., 2006; Тагивердиев и др., 2015; Хан и др., 2009). Она зависит от состава органического вещества и гранулометрических частиц, а также от воздействия антропогенных факторов на скрепленность и расположение макро-, мезо- и микроагрегатов (Хан и др., 2009; Артемьева, 2010; Тагивердиев и др., 2015). Эти параметры влияют на активность почвенной фауны, влагоудерживающую способность, капиллярную систему, теплообмен и воздухопроницаемость почвы (Хан и др., 2009; Артемьева, 2010). В урбогоризонтах фиксируется значительно более низкое качество структуры по сравнению с характерными почвами данной почвенно-климатической зоны, что в свою очередь оказывает влияние на подвижность тяжелых металлов (Byrne, 2007; Безуглова и др., 2012; Тагивердиев и др., 2015).

2 ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Ростовская агломерация – территориальное объединение в один урбанистический центр таких населенных пунктов, как Ростов-на-Дону, Аксай, Батайск, Азов, Таганрог с населением 2,2 миллиона человек (Киселева и др., 2021). На современном этапе создание агломерации – одна из стадий урбанизации. Следует отметить, что значительная часть территории Ростовской агломерации и предместий располагается на водоразделах Приазовской равнины и пологих склонах надпойменных террас правого берега Дона.

Ростовская агломерация представляет особый интерес с точки зрения изучения почв на предмет аккумуляции и миграции тяжелых металлов в почвенном профиле, поскольку это наиболее крупная агломерация черноземной зоны на юге России, которая находится в стадии своего формирования. Проведение исследований в таких исходных условиях даёт возможность проследить влияние урбопедогенеза на содержание и перераспределение подвижных форм ТМ в почвах городских территорий.

2.1 Характеристика условий почвообразования Ростовской агломерации

«Ядро» Ростовской агломерации или «Большой Ростов» – урбанистическое образование, в состав которого входят Ростов-на-Дону, Батайск и Аксай (рис. 1), представляет особый интерес в силу высокой плотности населения и сосредоточенности промышленных предприятий в нем (Bezuglova et al., 2016). Это крупный административный, культурный, научно-образовательный, промышленный центр и важнейший транспортный узел Юга России, что в свою очередь также оказывает давление на почвенный покров. В работе О. С. Безугловой (2003) указано, что агломерация расположена в пределах Ростовского свода Русской платформы. Свод представляет собой два геоструктурных этажа (докембрийский кристаллический фундамент и породы осадочного типа). Что касается

географического расположения Большого Ростова – юг Европейской части России, зона Южно-Русской равнины. По геоморфологическим критериям исследуемую территорию можно отнести к пологоволнистой равнине, пересекаемую долинами реки Дон, характеризующуюся склонами различных экспозиций, днищами балок, поймами и террасами.



Рисунок 1 – «Ядро» Ростовской агломерации

Одной из отличительных черт Ростова-на-Дону является ярко выраженный нативный рельеф, о чем свидетельствуют множество балок и холмов города с перепадами высот до 12 м. Но при этом территория подвергалась и подвергается насильному выравниванию поверхности рельефа, что меняет пути развития рельефообразующих процессов. Территория города характеризовалась пестрым и рассеченным рельефом с промоинами и оврагами, что создавало препятствия для строительных работ. Однако проведение выравнивания земельной поверхности привело к устранению большей части природных понижений. Это привело к существенным изменениям в характере естественных процессов, ответственных за формирование рельефа. Воздействие на опасные геологические процессы оказалось двояким. С одной стороны, укрепление склонов балок снизило размыв, но появление новых условий поверхностного и подземного стока может привести и приводит к деформации грунтов и

возникновению оползневых процессов (Природа Ростова-на-Дону, 1999). С другой стороны, засыпка балок и лощин привела к перекрытию естественных водотоков и переводу поверхностного стока во внутрисочвенный, что в свою очередь способствовало поднятию уровня грунтовых вод и формированию верховодки (Приваленко, Безуглова, 2003).

Почвообразующие породы сложены лессовидными суглинками, с включениями известковых стяжений и кристаллов гипса, мощностью до 15 метров. Характерна палевая окраска, пористое сложение и достаточно высокий уровень карбонатности.

Уровень грунтовых вод от 3 до 40 метров на водоразделах.

В Ростове-на-Дону умеренно континентальный климат. Для него характерна мягкая и малоснежная зима: «снежный покров сохраняется на протяжении 10–20 дней. Средняя температура января $-2,9^{\circ}\text{C}$, ежегодный среднестатистический минимум в зимний период составляет $-21,3^{\circ}\text{C}$, абсолютный минимум наблюдается в январе и составил $-31,9^{\circ}\text{C}$ в 1940 году. Продолжительность отопительного сезона составляет 6 месяцев. Лето жаркое, продолжительное и засушливое. Практически на протяжении всего сезона преобладает солнечная погода; средняя температура июля $+28,3^{\circ}\text{C}$. Абсолютный максимум наблюдался в августе и составил $+40,1^{\circ}\text{C}$ в 2010 году» (www.pogodaiklimat.ru).

На исследуемой территории представлены почвы, как естественного сложения, так и те, которые были подвержены человеческой деятельности, вследствие чего образовались новые почвы, которые сложены из нативных горизонтов и перекрыты горизонтами “урбик”. Для них характерно взаимодействие всех факторов, природных и антропогенных. Почвы, в которых данный горизонт превышает 40 см, называются урбостратоземами, в случае не превышения этого значения, их почвы относят к урбистратифицированным подтипам соответствующего типа.

Характеристика растительности Ростовской агломерации

Один из наглядных показателей воздействия антропогенных факторов на окружающую среду — это изменение флористического состава растительного покрова. Деятельность человека приводит к коренным изменениям в составе растительных сообществ. Например, расширение сельскохозяйственного производства на естественные земли, особенно на плодородные территории южной части Европейской части России, привело к формированию искусственных агроценозов и соответствующих агротипов почв (Прасолов, 1916; Кожевина, 2005; Carreiro et al., 2009). В городских территориях также происходят изменения в составе флоры в процессе формирования урболандшафтов. Эти изменения могут быть вызваны прямым антропогенным воздействием, таким как внесение адвентивных видов растений в местную флору, усиление апофитической активности, уничтожение растительного покрова на отдельных участках, а также косвенным воздействием, связанным с изменениями условий обитания для некоторых видов растений, что характерно для городской среды.

Важной задачей в условиях растущей антропогенной нагрузки является мониторинг биоразнообразия флоры, а изучение урбанофлоры является одним из приоритетных направлений городской экологии (Мотузова и др., 2007; Calfapietra et al., 2015). Термины "урбанофлора" и "урбофитоценоз" широко используются исследователями (Минкина и др., 2017). Когда речь идет о больших агломерациях, следует различать урбанофлору (растительность в застроенной части города) и субурбанофлору (растительность в незастроенной или слабо застроенной части города, а также на окраинах, прилегающих к другим городам внутри агломерации).

Как показывают исследования, влияние антропогенного фактора на флористический состав городских территорий существенно. В результате различных действий человека, таких как вовлечение естественных земель в сельскохозяйственное производство и формирование искусственных агроценозов, а также изменение условий обитания, происходит коренное

изменение флоры. В городской среде это проявляется в появлении адвентивных видов растений, увеличении активности апофитов и уничтожении растительного покрова на некоторых участках.

Мониторинг биоразнообразия флоры является одной из важнейших задач в условиях растущей антропогенной нагрузки. Изучение урбанофлоры городов позволяет отслеживать динамику городской флоры в исторической перспективе.

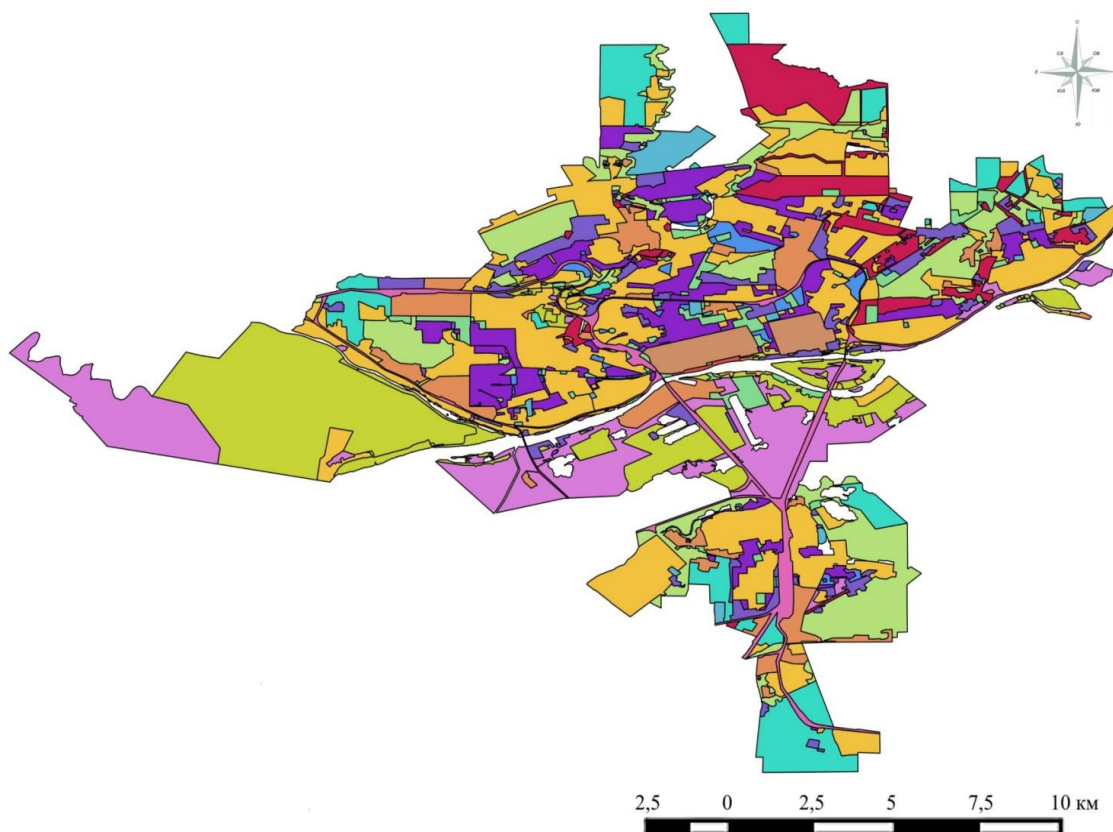
Ростов-на-Дону, расположенный в степной зоне, имеет свою характерную природную растительность (Вахненко, 2000). Территория города занимает разнотравно-ковыльные степи с ковылями, типчаком, тонконогом и представителями лугово-степного разнотравья. Однако в городской среде парки, рощи, сады и скверы играют важную роль в сохранении природного растительного покрова, в то же время парки становятся основным местом отдыха и рекреации для жителей (Безрукова и др., 2018; Федоринова и др., 2021).

На территории Ростова-на-Дону существуют различные парки, скверы и сады, но их площадь недостаточна для миллионного города. Важную роль в зеленом строительстве играют инициативы по созданию вертикального озеленения и благоустройству крыш зданий. Такие проекты способствуют улучшению экологической обстановки, созданию дополнительных зеленых зон и снижению негативного влияния городской среды на окружающую природу.

В целом, сохранение и изучение флоры городов, включая Ростов-на-Дону, является важным аспектом городской экологии, это способствует использованию новых методов в изучении урбанофлоры (Марковская и др., 2019). Разработка и реализация мер по сохранению биоразнообразия, созданию зеленых зон и устойчивому использованию природных ресурсов помогут смягчить негативное воздействие антропогенных факторов и обеспечить более благоприятную среду обитания для людей и растений (Федоринова, 2021).

Почвы Ростовской агломерации

Почвенный покров Ростовской агломерации разнообразен, о чем свидетельствует представленная ниже картосхема почвенного покрова городских и пригородных территорий (рис.2). Причем участкам, испытывающим значительную антропогенную нагрузку свойственно наибольшее разнообразие комбинаций антропогенно-измененных почв (Горбов, 2018). Мощная антропогенная нагрузка на почвенный покров Ростовской агломерации приводит к проявлению новых, ранее несвойственных им, признаков и свойств.



ЛЕГЕНДА

	Урбистратифицированные черноземы, урбостратоземы на черноземах погребенных, в сочетании (до 50%) с черноземами обыкновенными карбонатными среднегумусными (черноземами миграционно-сегрегационными) и реплантоземами. Доля запечатывания территории составляет до 50%		Урбостратоземы на лессовидных суглинках, урбостратоземы техногенные (хемоземы) и урбостратоземы на черноземах погребенных. Доля запечатывания территории составляет 50-70%
	Урбистратифицированные черноземы в сочетании с черноземами обыкновенными карбонатными среднегумусными (черноземами миграционно-сегрегационными) и с присутствием урбостратоземов на черноземах погребенных (до 10%). Доля запечатывания территории составляет 25%		Черноземы обыкновенные карбонатные среднегумусные (черноземы миграционно-сегрегационные) в сочетании с небольшой долей (до 10%) экранированных вариаций
	Урбостратоземы на черноземах погребенных и урбостратоземы на лессовидных суглинках в сочетании (до 25%) с урбистратифицированными черноземами и реплантоземами. Доля запечатывания территории может достигать 75% и выше		Черноземы обыкновенные карбонатные и вторично выщелоченные высокогумусные (черноземы миграционно-сегрегационные)
	Урбистратифицированные черноземы в сочетании (до 50%) с черноземами обыкновенными карбонатными среднегумусными (черноземами миграционно-сегрегационными), реплантоземами и конструктоземами. Доля запечатывания территории 25 - 50%		Аллювиально-луговые насыщенные, лугово-черноземные и черноземно-луговые почвы (аллювиальные темногумусовые, аллювиальные перегнойно-глеевые)
	Урбистратифицированные черноземы и черноземы обыкновенные карбонатные среднегумусные (черноземы миграционно-сегрегационные) в сочетании (до 50%) с реплантоземами и конструктоземами. Доля запечатывания территории более 50%		Черноземы обыкновенные карбонатные средне- и малогумусные (черноземы миграционно-сегрегационные)
	Урбостратоземы техногенные (хемоземы), урбостратоземы на лессовидных суглинках, урбостратоземы на черноземах погребенных в сочетании с (не более 25%) урбистратифицированными черноземами. Доля запечатывания территории более 75%		Черноземы обыкновенные карбонатные средне- и малогумусные (черноземы миграционно-сегрегационные)
			Аллювиально-луговые насыщенные, лугово-черноземные и черноземно-луговые почвы (аллювиальные темногумусовые, аллювиальные перегнойно-глеевые), и их урбистратифицированные вариации (менее 50%)
			Некроземы
			Урбостратоземы на черноземах погребенных и урбостратоземы техногенные (хемоземы) в сочетании (не более 10%) с реплантоземами и конструктоземами. Доля запечатывания территории составляет до 50%

Рисунок 2 – «Картосхема почвенного покрова «Большого Ростова»
(по: Горбов, Безуглова, 2019, с. 94–95)

Среди основных диагностических признаков можно выделить формирование нового горизонта, названного "урбик" – UR, а также присутствие в профиле почвы погребенных горизонтов. Ведущую роль в почвообразовании в городах принимает антропогенный фактор (Горбов, Безуглова, 2019; Плахов и др., 2016).

Следует отметить, что даже в условиях высокой урбанизации существуют территории, где почвы остаются отчасти невредимыми и сохраняют свои естественные характеристики. Такие почвы получили название "нативные" и обычно находятся в рекреационных зонах города (Горбов, Безуглова 2019; Плахов и др., 2016). В Ростове-на-Дону одним из примеров такой территории является Ботанический сад Южного федерального университета, который имеет статус объекта особо охраняемой природной территории федерального значения (ООПТ).

Комплексное взаимовлияние климата, рельефа, флоры и фауны на протяжении многих лет привело к развитию зональных почв, в частности черноземов миграционно-сегрегационного подтипа, известных по литературе прошлых лет как черноземы обыкновенные карбонатные, а еще ранее как североприазовские черноземы, либо приазовские черноземы (Прасолов, 1916). Внутри зоны встречаются подтипы черноземов и агрочерноземов с признаками гидроморфизма.

Антропогенное воздействие и процесс освоения территории оказывают существенное влияние на пестроту почвенного покрова. В старых частях города формируются почвы на основе культурных слоев, образованных длительным проживанием и селитебной деятельностью населения. Состав и свойства почв в значительной степени определяются их возрастом и историей поселения. В новых районах, простирающихся в результате урбанизации, формируются почвы на ранее неиспользованных землях.

Для проведения исследования на территории Ростова-на-Дону было заложено 27 полнопрофильных разрезов, местоположения которых охватывали разнообразные функциональные зоны города, включая парковые и жилые районы (рис. 3). Для обеспечения более однородных данных и исключения влияния влияния пойменных и склоновых процессов, разрезы закладывались на выровненных и плоских участках города.

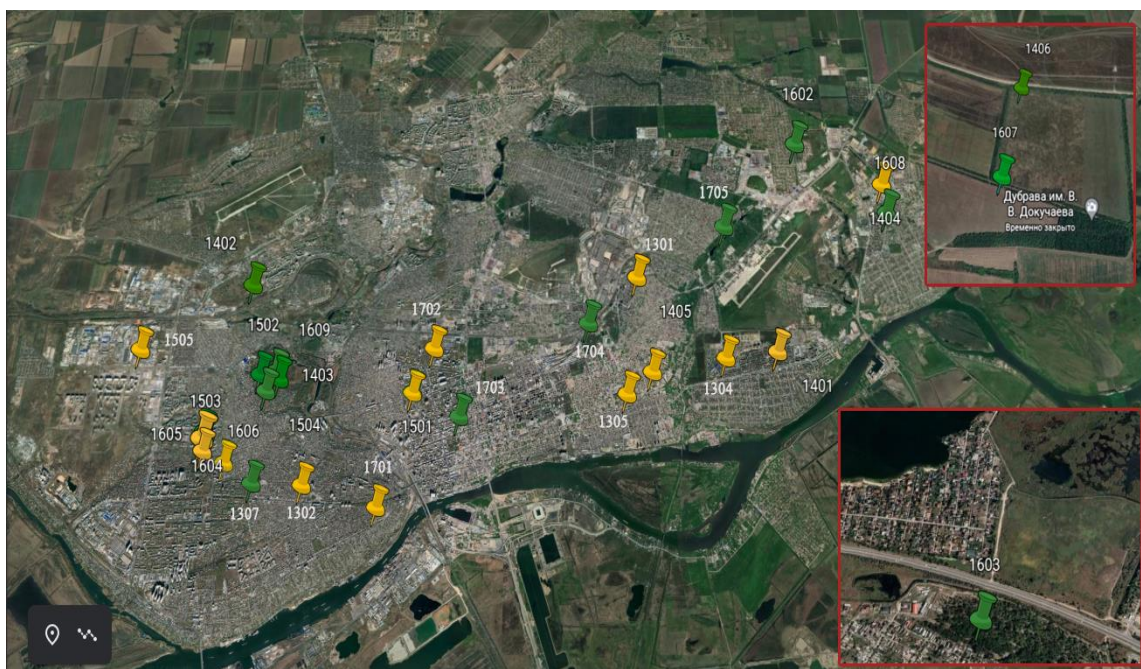


Рисунок 3 – Картосхема заложения почвенных разрезов: зеленые метки – разрезы в рекреационных зонах (черноземы), желтые метки – урбопочвы.

Были отобраны и поверхностные почвенные образцы в 45 точках, рассредоточенных в различных функциональных районах города (рис. 4). Почвенные образцы были отобраны на глубине 10 см.

В качестве фона выступали нативные черноземы – миграционно-сегрегационные (по классификации 1977 г. – обыкновенные карбонатные). В результате различных антропогенных процессов в селитебных и производственных зонах почвы претерпели изменения и превратились в урбистратифицированные черноземы (если урбонаслоения не превышают мощность 40 см), а также урбостратоземы, в том числе экранированные непроницаемыми и плохопроницаемыми покрытиями.

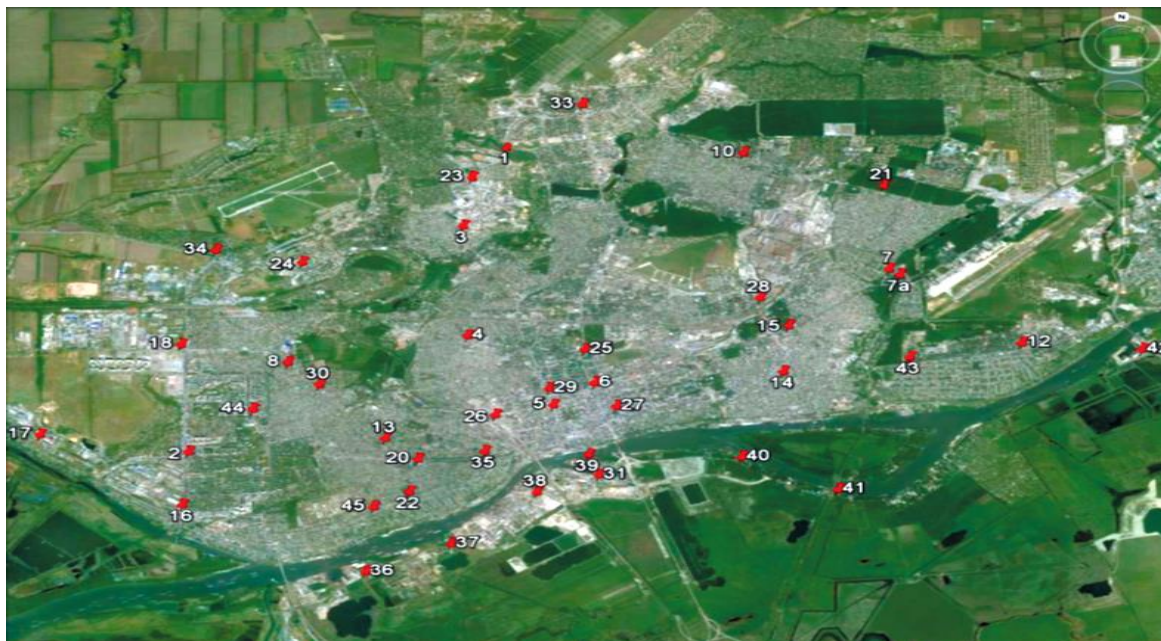


Рисунок 4 – Картосхема отбора поверхностных образцов

2.2 Методы исследования

Метод определения подвижных форм тяжелых металлов

Определяли подвижные формы элементов в воздушно-сухой почве, перетертой и просеянной через сито с диаметром отверстий 1 мм (общая подготовка). Масса навески 3 г. В качестве экстрагента был использован ацетатно-аммонийный буфер с $\text{pH}=4,8$. Соотношение почва: раствор составляет 1:10. Для характеристики экологического состояния в структурных фракциях почв определяли кислоторастворимую форму в азотнокислой вытяжке (1н HNO_3). Для количественного учета обеих форм подвижных форм металлов использовали атомно-абсорбционный метод на приборе МГА-915.

Атомно-адсорбционная спектрометрия

Атомно-абсорбционная спектрометрия (ААС) – метод анализа вещества по его атомным спектрам поглощения. Осуществляется путем пропускания излучения, как видимого, так и ультрафиолетового, через атомный пар (рис.6). Источником излучения являются лампы с полым катодом. Наиболее часто используемый метод определения количества токсичных тяжелых металлов (Bings et al., 2004). Прибор дает возможность

определения около 70 химических элементов, в основном металлов. Работа осуществляется с жидкими пробами.

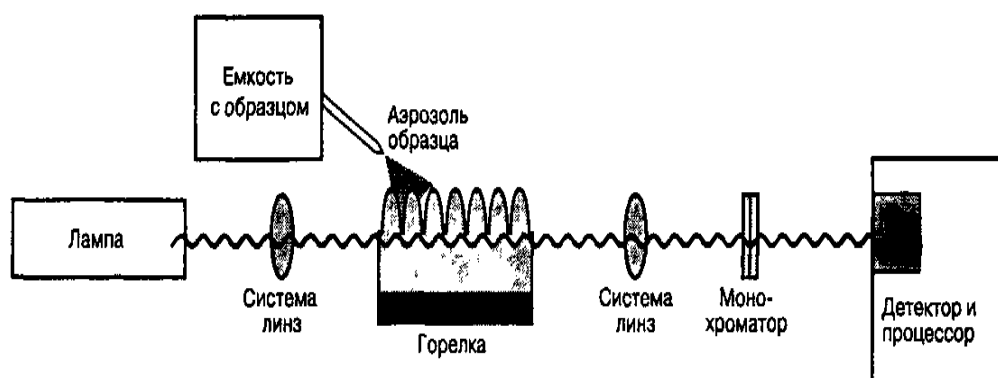


Рисунок 5 – Схема работы атомно-адсорбционного спектрометра

Метод определения валового содержания тяжелых металлов (рентгенофлуоресцентный анализ РФА)

Для проведения анализа использовалась почва, подвергнутая специальной пробоподготовке, включающей перетирание в агатовой ступке и просеивание через сито с диаметром отверстий 0,25 мм. Определение тяжелых металлов также было выполнено методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием спектросканера МАКС-GV. Метод основан на сборе и анализе спектра, возникающего при облучении исследуемого материала рентгеновским излучением. При взаимодействии с высокоэнергетичными фотонами атомы вещества переходят в возбужденное состояние и возвращаются в спокойное состояние, образуя характерный спектр. В качестве источника излучения могут использоваться как рентгеновские трубки, так и изотопы элементов (United Nations 2015).

Метод определения содержание органического углерода

Содержание органического углерода определяли путем высокотемпературного каталитического сжигания на анализаторе углерода TOC-L CPN Shimadzu в приставке для сухих образцов SSM-5000A.

Данный метод основан на высокотемпературном каталитическом сжигании пробы и последующем детектировании выделившегося углекислого газа. Анализ пробы происходит в два этапа: общий углерод определяется путем сжигания пробы при температуре 900°C, неорганический – при 200°C с добавлением ортофосфорной кислоты. Органический углерод определяется путем вычета из общего неорганического. Преимущество данного метода заключается в том, что «побочным» результатом анализа является определение количества неорганического углерода в сухом образце (Sleutel et al, 2007; Roper et al, 2017; Tagiverdiev, 2020).

Метод определения структуры и гранулометрического состава

Структуру и ее водоустойчивость определяли методом Саввинова (сухое просеивание). Для анализа сухого просеивания использовали сита с размером ячеек 10; 7; 5; 3; 2; 1; 0,5; 0,25 мм (Вадюнина, Корчагина, 1986),

Гранулометрический состав определяли методом пипетирования по Качинскому с подготовкой почвы с пиррофосфатом натрия (Вадюнина, Корчагина, 1986).

Статистическая обработка

Статистическая обработка данных была выполнена с помощью программного обеспечения Statistica for Windows 10.0, MS Excel. Для обработки были использованы следующие математические методы.

- Ранговая корреляция Спирмена – это статистический метод, используемый для измерения степени связи между двумя переменными, не требующий предположений о нормальном распределении данных. Этот метод основан на присвоении рангов (порядков) каждому значению переменных и анализе степени соответствия рангов двух переменных. Ранговая корреляция Спирмена была выбрана как метод статистической обработки, поскольку имеет множество преимуществ по отношению к обычному корреляционному анализу, так как является непараметрическим, и предполагает оценку достоверности полученных результатов.

- Метод статистической оценки Манна-Уитни, также известный как тест Уилкоксона-Манна-Уитни, является непараметрическим методом для сравнения двух независимых выборок и определения, существует ли статистически значимая разница между ними. Этот метод предназначен для сравнения выборок, которые не соответствуют нормальному распределению или имеют выбросы. Метод Манна-Уитни часто используется в случаях, когда данные не удовлетворяют требованиям нормального распределения или когда выборки малы. Этот метод позволяет проверить, есть ли статистически значимые различия между двумя независимыми выборками, не требуя предположений о распределении данных.

- Расчет и оценка критерия Вилкоксона для связанных выборок, применяя его к различным структурным фракциям для выявления статистически значимых различия в содержании цинка, меди и свинца. Данный критерий дает возможность сравнивать данные между разными почвенными горизонтами, что, в свою очередь, позволяет выявить общие закономерности в распределении изучаемых показателей как в профиле почвы, так и между черноземами и урбостратоземами.

- Анализ прямой и обратной корреляции. Анализ является важным инструментом для измерения степени связи между двумя переменными. Прямая корреляция (также известная как корреляция Пирсона) измеряет степень линейной связи между двумя переменными и принимает значения от -1 до 1. Когда прямая корреляция равна 1, это указывает на положительную линейную связь, то есть, когда одна переменная увеличивается, другая переменная также увеличивается пропорционально, и наоборот. Когда прямая корреляция равна -1, это указывает на отрицательную линейную связь, когда одна переменная увеличивается, другая переменная уменьшается пропорционально.

3 ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

3.1 Содержание тяжелых металлов в почвах Ростовской агломерации

Полученные результаты о накоплении и распределении по профилям валового содержания и подвижных форм тяжелых металлов представлены в таблицах в Приложении 2, 3. Также в таблицах приведены ПДК для каждого элемента.

Черноземы рекреационных зон Ростовской агломерации характеризуются различным микроэлементным составом, что обусловлено как местоположением, так и хозяйственной деятельностью человека. В парке Авиаторов, как и в почвах Ботанического сада ЮФУ наблюдается высокое валовое содержание меди, превышающее значения ПДК по всему профилю. Прежде всего, это обусловлено достаточно высоким содержанием этого элемента в породе (лессовидные суглинки и глины) – на уровне ПДК или даже выше. Но особенно много меди обнаруживается в почвах под деревьями в посадках сосны (разрез 1504) и лиственных пород (1502). Возможно, это обусловлено обработкой деревьев медным купоросом, который широко применялся в СССР для борьбы с вредителями и болезнями древесных растений.

Загрязнение свинцом и цинком – традиционными токсикантами Ростовской агломерации также отмечены во многих разрезах в поверхностном горизонте, что обусловлено атмосферным переносом. Высокое содержание не только валовое, но и подвижных форм цинка, превышающее ПДК, обнаружено в разрезе 1704, заложенном в Ботаническом саду на склоне восточной экспозиции. Как известно, в Ростове-на-Дону преобладают ветра, дующие с востока, поэтому ветроударный склон получает большее количество металлов, поступающих с атмосферным переносом.

Содержание марганца значительно ниже ПДК, причем его распределение по профилю во всех разрезах равномерно убывающее вниз по

профилю, что связано с биогенным накоплением этого важного для жизнедеятельности растений микроэлемента.

Содержание хрома в черноземах рекреационной зоны значительно ниже ПДК, за исключением разреза 1402, заложенном в лесопарке по улице Попутной (ЗЖМ) недалеко от железной дороги, и разреза 1403, заложенном на залежи в Ботаническом саду.

В почвах селитебных территорий, морфология которых претерпела значительный антропогенный прессинг, закономерности несколько иные. Данные, приведенные в Приложении 3, свидетельствуют, что урбостратоземы селитебных территорий хотя и различаются по содержанию ТМ, но все они характеризуются и общими чертами. В частности, горизонты урбик, представляющие собой разнохарактерные антропогенные наслоения, формировавшиеся даже в одной почве в разное время и, в силу этого, имеющие подчас резко различающийся химический и гранулометрический состав, характеризуются резкими отличиями. Например, в разрезах 1302, 1303, 1304 содержание подвижного свинца в поверхностном горизонте UR1 в несколько раз выше, чем в нижележащем горизонте UR2. Такая же закономерность отмечается и в отношении подвижных форм цинка. В отношении марганца и меди картина похожая, но не так резко выраженная. Что касается кобальта, то этот металл был обнаружен в повышенных количествах в поверхностном горизонте только в разрезе 1304.

Абсолютные количества, характеризующие накопление металлов в профиле почв от разреза к разрезу, различаются очень сильно. Если в почве разреза 1301, заложенного в станице Старочеркасской (табл.6), содержание подвижного свинца по всему профилю варьирует в пределах 2,25—2,93 мг/кг, то в горизонте UR1 разреза 1304 превышает 65 мг/кг. Разрез 1304 был заложен на придорожном газоне по проспекту Стачки, характеризующемуся очень высоким автомобильным трафиком, отсюда и 10-кратное превышение ПДК. Глубже по профилю содержание подвижного свинца резко снижается, но остается достаточно высоким (на уровне ПДК или несколько ниже).

Следует отметить, что погребенные черноземы, как и погребенная лугово-черноземная почва, четко отличаются по содержанию свинца, цинка и марганца, независимо от месторасположения разреза. Этот факт, так же, как и поверхностный характер накопления, свидетельствует об антропогенном характере загрязнения свинцом и цинком, а также значительным ростом техногенного прессинга по сравнению с более ранними историческими периодами формирования городской среды. Практически в каждом разрезе отмечено загрязнение цинком, что обусловлено наличием в Ростове-на-Дону лакокрасочного предприятия ЗАО «Эмпилс», крупнейшего производителя цинковых белил в СССР и РФ. Причем можно отметить в профиле и урбопочв два максимума: поверхностный горизонт и горизонты ВС, Сса, С, которые представляют собой карбонатный барьер на пути миграции подвижных соединений цинка.

Содержание марганца, как подвижных форм, так и валовое, во всех разрезах находится значительно ниже ПДК.

Единичные превышения ПДК по валовому содержанию меди приурочены к нижним горизонтам погребенных почв, что также может указывать на роль карбонатного барьера в накоплении этого металла в почвах агломерации.

Высокое содержание хрома во всех разрезах, причем увеличивающееся вниз по профилю, свидетельствует об источнике его поступления – из почвообразующих пород. И говорит о несовершенстве методики установления предельно-допустимых концентраций в виде единых коэффициентов для почв разного генезиса.

В таблицах (Приложение 3) так же сосредоточена информация по экранированным урбостратоземам, то есть почвам, перекрытым с поверхности плотными непроницаемыми или полупроницаемыми покрытиями (асфальт, плитка и т. д.). Результаты определения химического состава показывают, что основные очаги превышения предельно допустимых концентраций подвижного свинца приходятся на урбогоризонты, что

демонстрируют разрезы 1501 и 1608. Это может быть обусловлено низкой проницаемостью почвенного покрытия и, как следствие, низкой степенью смыва солей тяжелых металлов вниз по почвенному профилю. Практически во всех разрезах прослеживается превышающее ПДК по валовому содержанию кобальта и хрома по всему профилю. При этом содержание подвижных форм этих же металлов во всех представленных ниже разрезах находится значительно ниже ПДК.

Содержание марганца, как подвижных форм, так и валовое, во всех разрезах находится значительно ниже ПДК, что согласуется со сделанными ранее выводами. И в целом сохраняются закономерности, выявленные ранее.

3.2 Статистический анализ содержания подвижных форм тяжелых металлов

Для детальной оценки профильного распределения подвижных форм тяжелых металлов была проведена математическая обработка данных. Почвенные горизонты были поделены на генетические группы – UR, RAT, [AU], [BCA], [C] для антропогенно-измененных почв и AU, BCA, C для естественных почв. Названия горизонтам даны исходя из классификации почв России 2004 года. Полученные в результате анализа данные представлены на диаграммах (рис. 6–8). Оценка нормальности данных содержания подвижных форм тяжелых металлов Cr, Zn, Cu, Mn и Pb по критерию нормальности Колмогорова-Смирнова в модификации Хьюберта Лиллиефорса и теста Шапиро-Уилка показали, что данные не соответствуют нормальному распределению для всех изучаемых элементов и для дальнейших анализов требуется использовать методы непараметрической статистики.

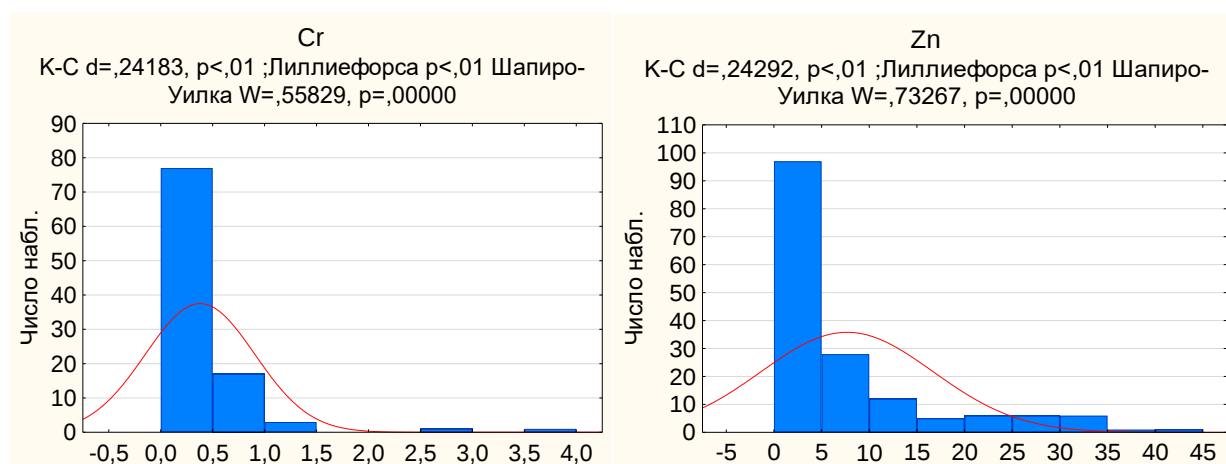


Рисунок 6 – Гистограмма соответствия данных содержания подвижных форм тяжелых металлов Cr и Zn нормальному распределению

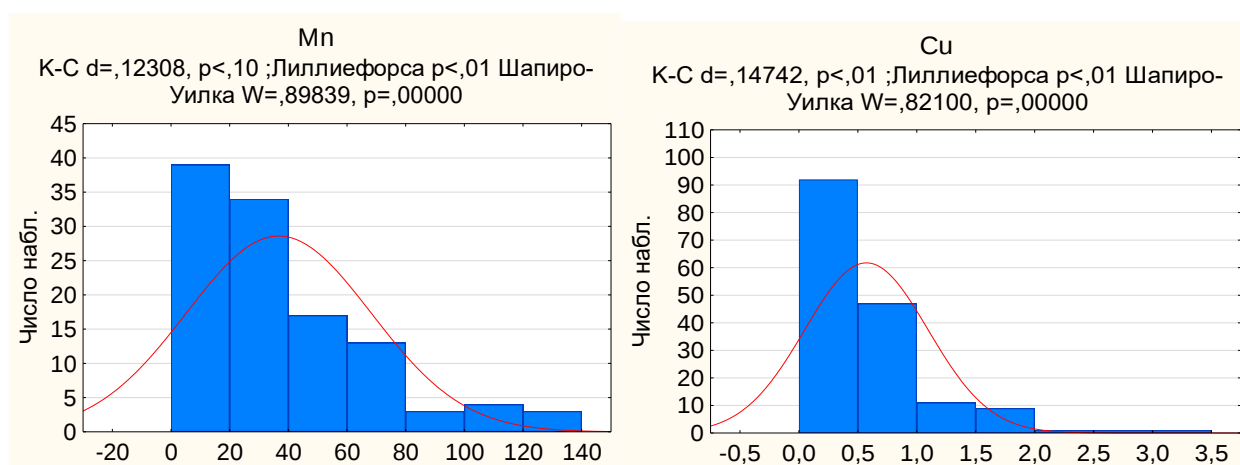


Рисунок 7 – Гистограмма соответствия данных содержания подвижных форм тяжелых металлов Cu и Mn нормальному распределению

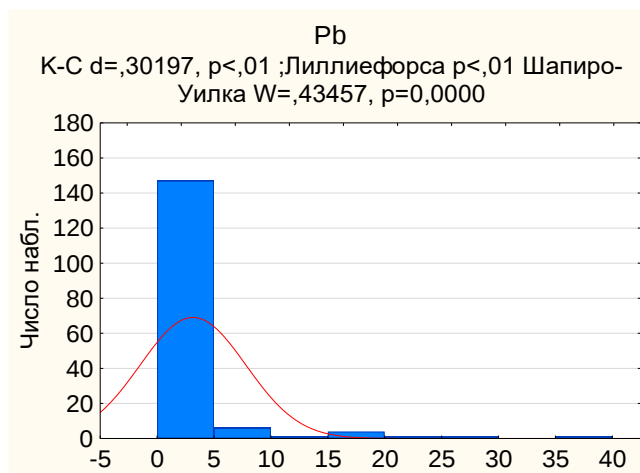


Рисунок 8 – Гистограмма соответствия данных содержания подвижных форм тяжелых металлов Pb нормальному распределению

Чтобы визуально оценить и сопоставить распределения данных о содержании подвижных форм меди, цинка, марганца, хрома и свинца были построены диаграммы размаха (рис. 9–11).

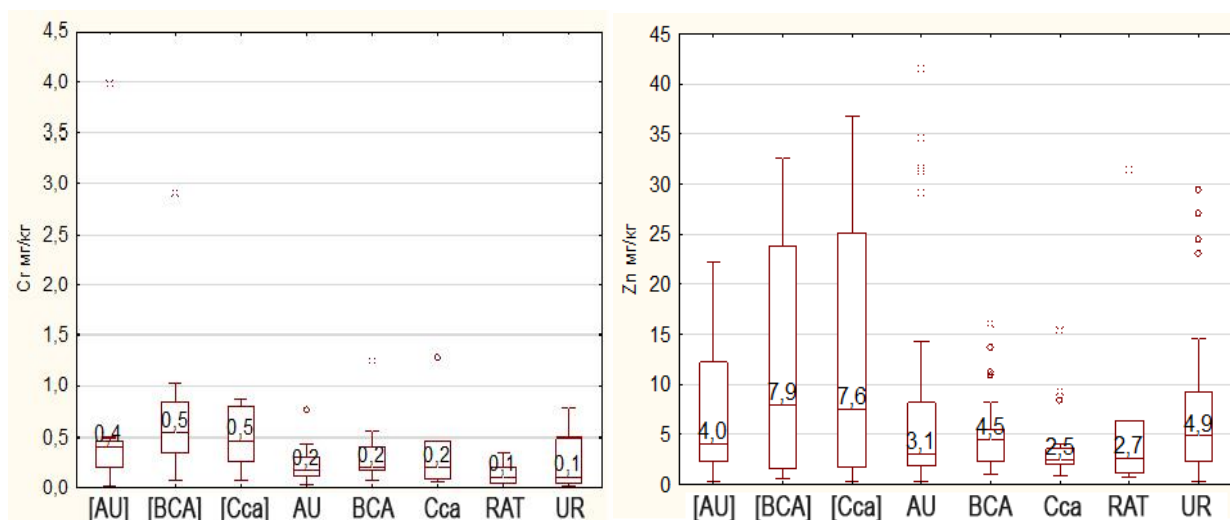


Рисунок 9 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для содержания подвижных форм Cr и Zn в группах генетических горизонтов антропогенно-измененных и естественных почв

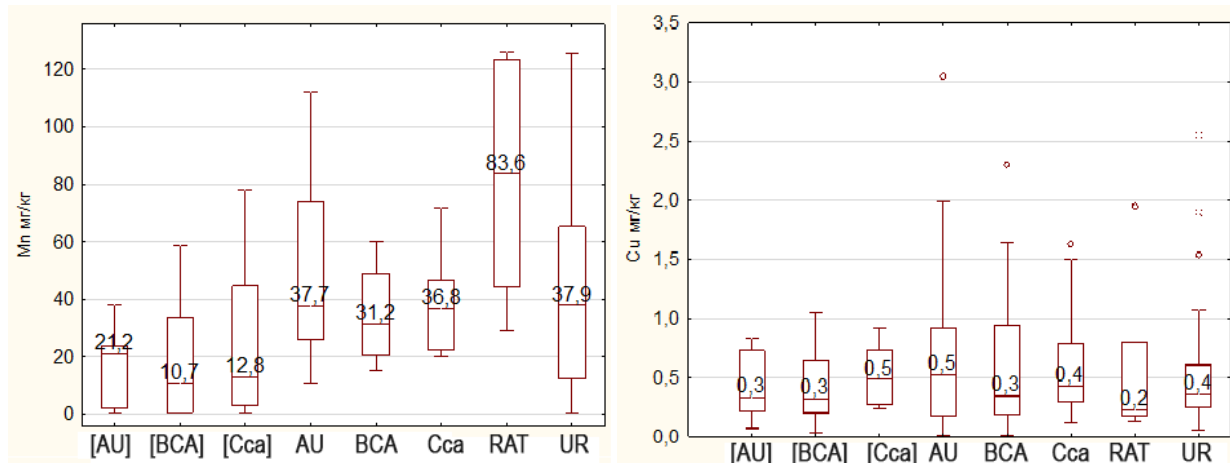


Рисунок 10 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для содержания подвижных форм Mn и Cu в группах генетических горизонтов антропогенно-измененных и естественных почв

Сравнение медианных значений подвижных форм свинца (рис. 11) показывает, что в верхних горизонтах антропогенно-измененных почв, представленных горизонтами UR (3,5 мг/кг) и RAT (2,9 мг/кг), содержание элемента достоверно выше, чем в дерновых горизонтах естественных почв и в погребенных горизонтах (таблицы 1, 4). Данная закономерность присуща

как экранированным, так и неэкранированным горизонтам почвах селитебных зон Ростова-на-Дону.

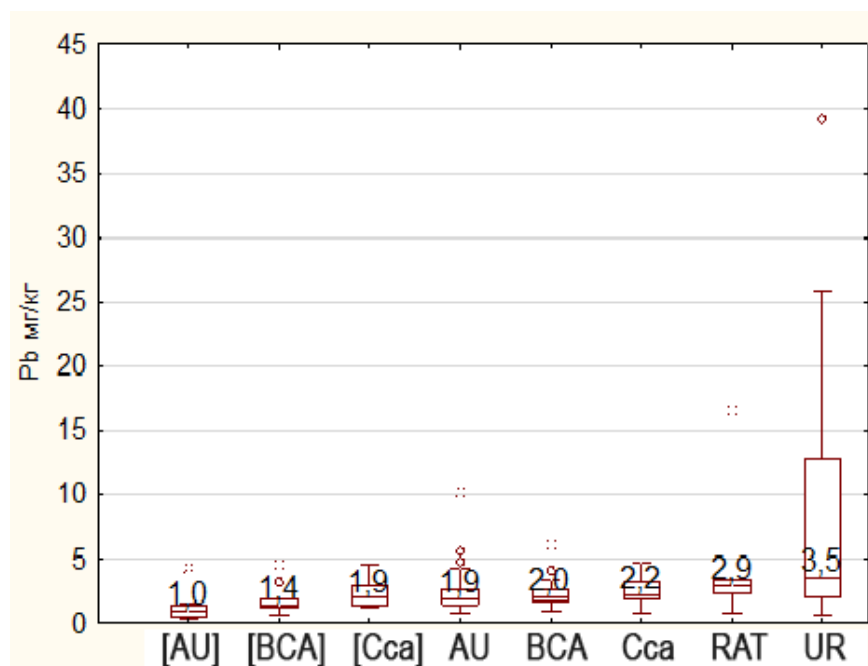


Рисунок 11 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для содержания подвижных форм Pb в группах генетических горизонтов антропогенно-измененных и естественных почв

Таблица 1 – Критерий Тьюки для оценки достоверности различий в содержании подвижных форм Pb (достоверные результаты значимы на уровне $p < 0.05$)

Горизонт	[AU]	[BCA]	[C ca]	AU	BCA	C ca	RAT	UR
[AU]		0,99997	0,99935	0,99698	0,99796	0,99342	0,00082	0,00026
[BCA]	0,99997		1,00000	0,99994	0,99998	0,99973	0,00092	0,00031
[C ca]	0,99935	1,00000		1,00000	1,00000	1,00000	0,00097	0,00985
AU	0,99698	0,99994	1,00000		1,00000	1,00000	0,00098	0,00004
BCA	0,99796	0,99998	1,00000	1,00000		1,00000	0,00097	0,00004
C ca	0,99342	0,99973	1,00000	1,00000	1,00000		0,00099	0,00138
RAT	0,00082	0,00092	0,00097	0,00098	0,00097	0,00099		0,63962
UR	0,00026	0,00031	0,00985	0,00004	0,00004	0,00138	0,63962	

Достоверные различия в содержании подвижного свинца также наблюдаются между группами естественных AU горизонтов и их погребёнными аналогами [AU] и группами горизонтов BCA и их

погребенными аналогами [BCA] и при уровне достоверной значимости $p < 0.05$ (таблица 1).

Наибольшие медианные значения в содержании подвижного цинка (таблица 2) выявлены в погребенных [BCA] (7,9 мг/кг) и [Cca] (7,6 мг/кг). Однако анализ U-критерия Манна-Уитни и дисперсионный анализ критерия Тьюки достоверных различий содержания элемента не выявили (таблица 4).

Таблица 2 – Критерий Тьюки для оценки достоверности различий в содержании подвижных форм Zn

Горизонт	[AU]	[BCA]	[C ca]	AU	BCA	C ca	RAT	UR
[AU]		0,927	0,674	1,000	0,997	0,966	1,000	1,000
[BCA]	0,927		0,999	0,850	0,430	0,222	0,971	0,976
[C ca]	0,674	0,999		0,612	0,252	0,126	0,808	0,835
AU	1,000	0,850	0,612		0,987	0,965	1,000	0,999
BCA	0,997	0,430	0,252	0,987		1,000	1,000	0,870
C ca	0,966	0,222	0,126	0,965	1,000		0,998	0,810
RAT	1,000	0,971	0,808	1,000	1,000	0,998		1,000
UR	1,000	0,976	0,835	0,999	0,870	0,810	1,000	

Медианные значения содержания подвижных форм марганца указывают на накопление в поверхностных горизонтах RAT (83,6 мг/кг), что является статистически достоверным (таблица 3), достоверные различия наблюдаются со всеми генетическими группами горизонтов, кроме естественных горизонтов AU (медианное значение составляет 37,7 мг/кг). Это указывает на схожие причины их накопления и пути поступления. Достоверность различий в содержании подвижного марганца также наблюдаются между группами погребённых [AU] и [BCA] горизонтов и непогребенных AU и BCA горизонтов (таблица 4).

Таблица 3 – Критерий Тьюки для оценки достоверности различий в содержании подвижных форм Мп (достоверные результаты значимы на уровне $p < 0.05$)

Горизонт	[AU]	[BCA]	[C ca]	AU	BCA	C ca	RAT	UR
[AU]		1,000	1,000	0,138	0,760	0,894	0,001	0,422
[BCA]	1,000		0,999	0,072	0,721	0,877	0,001	0,291
[C ca]	1,000	0,999		0,489	0,976	0,979	0,003	0,828
AU	0,138	0,072	0,489		0,955	1,000	0,240	0,993
BCA	0,760	0,721	0,976	0,955		1,000	0,033	1,000
C ca	0,894	0,877	0,979	1,000	1,000		0,115	1,000
RAT	0,001	0,001	0,003	0,240	0,033	0,115		0,092
UR	0,422	0,291	0,828	0,993	1,000	1,000	0,092	

Таблица 4 – U-критерий Манна-Уитни (с коррекцией непрерывности) для естественных и антропогенно-измененных групп горизонтов (выделены достоверные результаты)

Элемент	Сумма рангов [AU]	Сумма рангов AU	U	Z	z-скорр .	р-уров.	N [AU]	N AU	2-х строчное p
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
U-критерий Манна-Уитни (с коррекцией непрерывности) для естественных горизонтов AU и антропогенно-измененных горизонтов [AU]									
Pb	190,50	1700,50	99,50	-3,73	-3,73	0,002	13	48	0,0001
Zn	454,00	1499,00	274,00	0,76	0,76	0,45	13	49	0,4513
Mn	149,50	553,50	58,50	-3,09	-3,09	0,001	13	24	0,0013
Cu	351,00	1602,00	260,00	-1,00	-1,00	0,32	13	49	0,3199
Cr	230,50	364,50	64,50	2,08	2,08	0,04	10	24	0,0343
U-критерий Манна-Уитни (с коррекцией непрерывности) для естественных горизонтов BCA и антропогенно-измененных горизонтов [BCA]									
Элемент	Сумма рангов [BCA]	Сумма рангов BCA	U	Z	z-скорр .	р-уров.	N [BCA]	N BCA	2-х строчное p
Pb	229,00	674,00	109,00	-2,44	-2,44	0,01	15	27	0,0134
Zn	358,00	545,00	167,00	0,92	0,92	0,36	15	27	0,3625
Mn	166,00	240,00	46,00	-2,35	-2,35	0,02	15	13	0,0170
Cu	316,50	586,50	196,50	-0,14	-0,14	0,89	15	27	0,8763
Cr	175,00	125,00	34,00	2,14	2,15	0,03	11	13	0,0301

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
U-критерий Манна-Уитни (с коррекцией непрерывности) для естественных горизонтов C са и антропогенно-измененных горизонтов [C са]									
Элемент	Сумма рангов [Cca]	Сумма рангов Cca	U	Z	z-скорр.	p-уров.	N [Cca]	N Cca	2-х строчное p
Pb	132,00	246,00	66,00	-1,06	-1,06	0,29	11	16	0,2942
Zn	178,00	200,00	64,00	1,16	1,16	0,25	11	16	0,2510
Mn	83,00	70,00	17,00	-1,56	-1,56	0,12	11	6	0,1215
Cu	152,00	226,00	86,00	-0,07	-0,07	0,94	11	16	0,9420
Cr	80,00	40,00	19,00	0,88	0,88	0,38	9	6	0,3884

Содержание подвижных форм меди, в основном, сосредоточенно в поверхностных частях почвенного профиля. Однако распределение элемента по профилю довольно равномерно и не имеет достоверных различий (таблица 4).

Колебания содержания подвижных форм хрома в естественных AU (0,2 мг/кг), ВСА (0,2 мг/кг) и погребенных [AU] (0,4 мг/кг), [ВСА] (0,5 мг/кг) горизонтах также является статистически достоверным (таблица 4). Сравнение медианных значений (рис. 9) демонстрирует максимумы накопления в погребенных [ВСА] (0,5 мг/кг) и [C са] (0,5 мг/кг) горизонтах, что значительно выше, чем в горизонтах антропогенного генезиса РАТ (0,1 мг/кг) и UR (0,1 мг/кг).

Так как полученные зависимости между профильным распределением подвижных форм тяжелых металлов и содержанием гумуса, карбонатов и физической глины являются нелинейными, для их оценки был применен метод ранговой корреляции Спирмена (таблица 5). Выявленные ранговые корреляции подтверждают полученные ранее закономерности. Но еще и создают особый акцент на взаимосвязи подвижных форм свинца и цинка с содержанием физической глины. Что является интересным фактом на фоне облегчения гранулометрического состава (увеличения доли физ. песка) в антропогенно-измененных почвах.

Таблица 5 – Ранговые корреляции Спирмена для оценки корреляции между распределением подвижных форм ТМ и основными почвенными показателями в естественных и антропогенно-измененных разрезах (отмеченные корреляции значимы на уровне $p < 0.05$)

Оценка ранговой корреляции Спирмена в погребенных разрезах				Оценка ранговой корреляции Спирмена в естественных разрезах			
	Zn	Pb	Cu		Zn	Pb	Cu
SSM-A (TOC) %	0,049	0,234	0,057	SSM-A (TOC) %	-0,032	0,036	0,145
SSM-A (IC) %	0,023	-0,225	-0,166	SSM-A (IC) %	0,120	0,500	0,073
Физ. Глина	-0,730	0,017	0,334	Физ. Глина	0,017	0,044	0,107

3.3 Миграция тяжелых металлов по профилю городских почв

Превышения предельно допустимых концентраций приходятся, в основном, как было отмечено выше, на урбогоризонты. Так, в разрезе 1302 зафиксированы превышения по свинцу в горизонтах UR1, UR3, UR4 и по цинку в горизонте UR4. Так же превышены концентрации цинка и свинца в разрезе 1304 в горизонте UR1, и только свинца в горизонте UR2.

Но и в почвах естественного сложения также присутствуют точечные очаги загрязнения верхних горизонтов. В основном такими металлами, как цинк и медь, превышены концентрации цинка в горизонтах Ad и A разреза 1402, а также в горизонте Ad разреза 1403.

Можно с уверенностью сказать, что наибольшие скопления поллютантов наблюдаются в насыпных или антропогенно-измененных горизонтах. Очень наглядно это демонстрируется профильным распределением свинца и марганца в разрезе 1404 (рис.12).

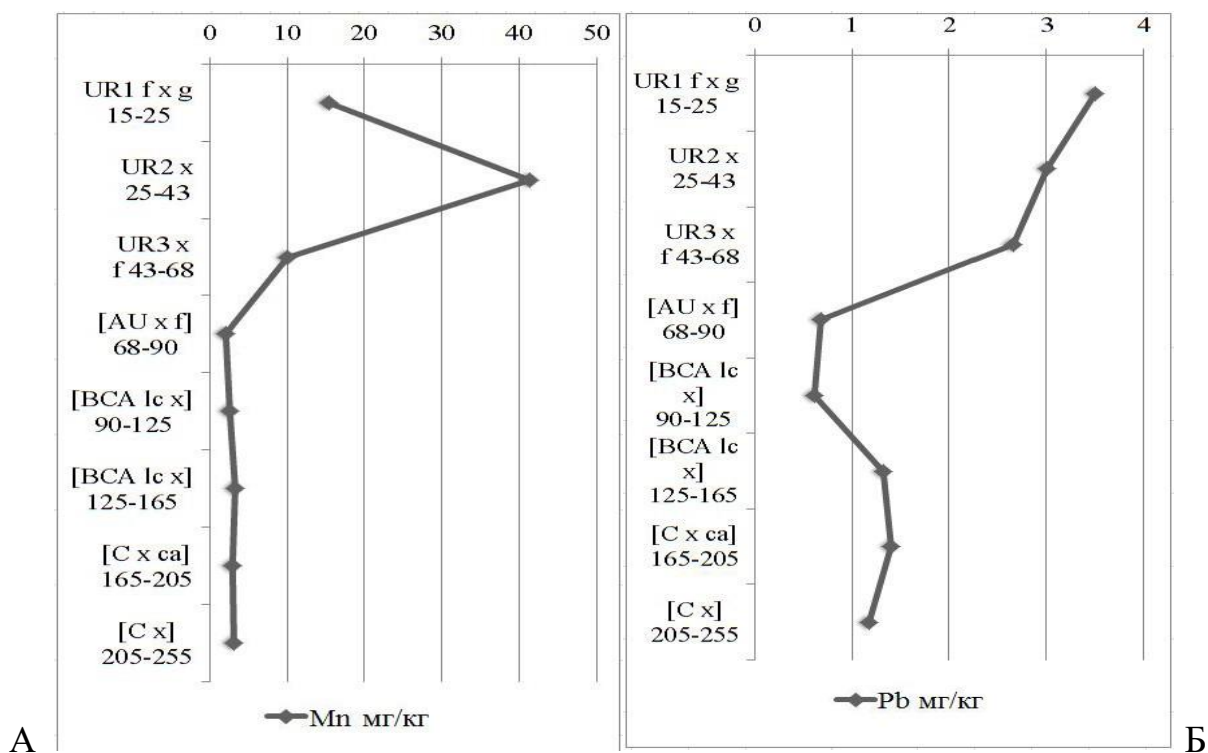


Рисунок 12 – Профильное распределение свинца (А) и марганца (Б) в урбостратоземе экранированном химически загрязненным (хемоземе) на погребенном черноземе темногумусовом (разрез 1404).

Схожие закономерности демонстрируют свинец и цинк в разрезах 1501 и 1608. Так же видно, что максимумы накопления элементов приходятся на урбогоризонты (рис. 13). Наблюдается и корреляция между валовым содержанием и подвижными формами тяжелых металлов (рис.14), что подтверждается литературными данными (Водяницкий, 2009; Водяницкий 2012; Горбов, 2015; Toth, 2016).

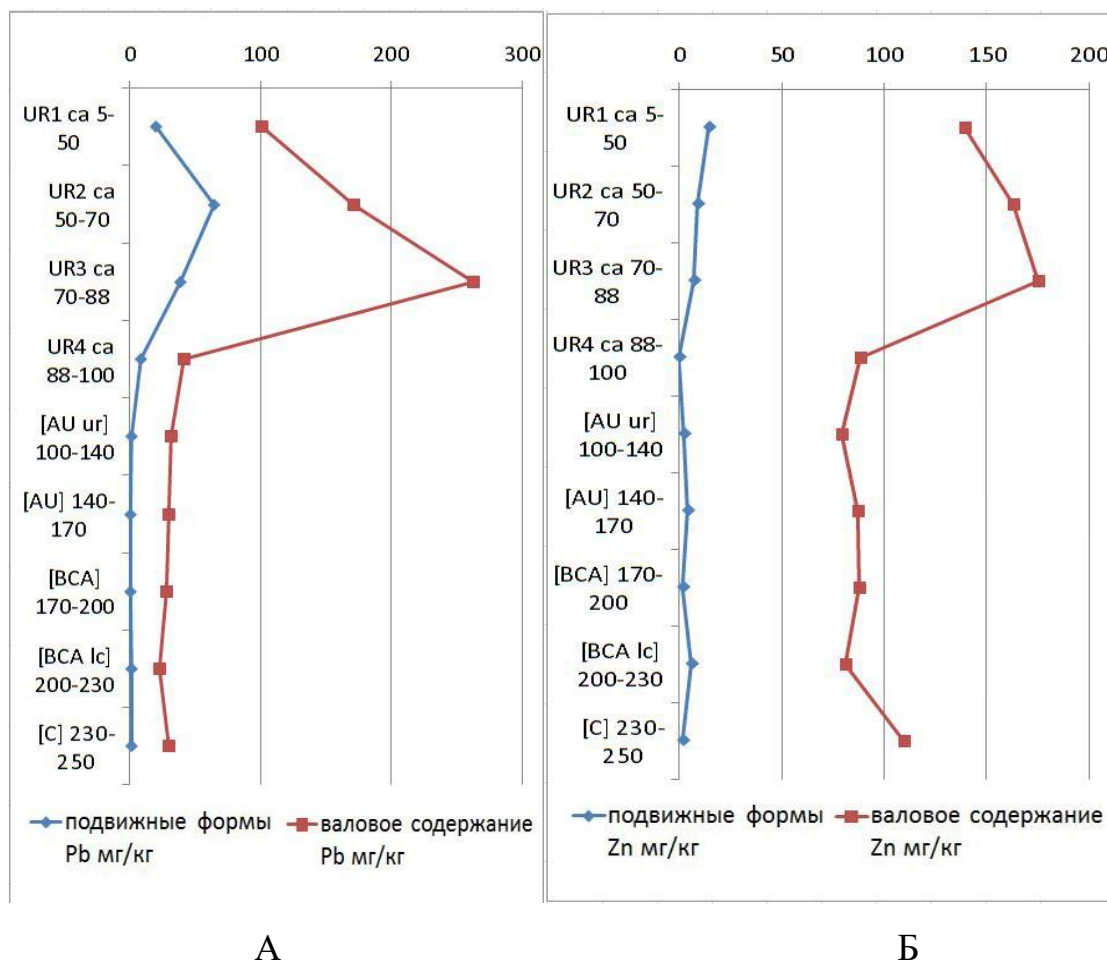


Рисунок 13 – Изменение валового содержания и подвижных форм свинца (А) и цинка (Б) по профилю экранированного урбостратозема на погребенном черноземе темногумусовом (разрез 1501)

В антропогенно-измененных почвах наибольшие концентрации подвижных форм меди также приходятся на урбогоризонты. Вниз по профилю содержание подвижных форм меди резко снижается, что продемонстрировано на рисунке 14.

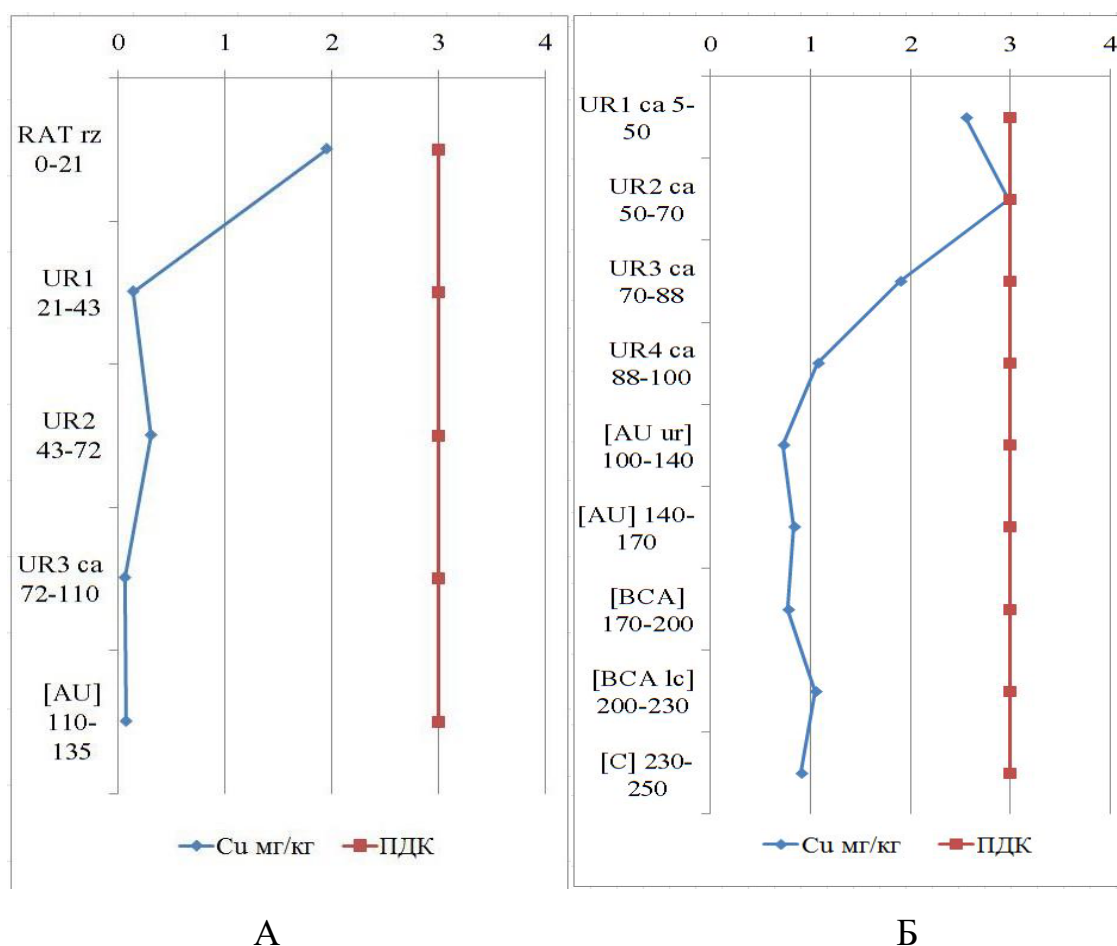


Рис. 14. Миграция подвижных форм меди в сравнении с ПДК по профилю: А – урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном (разрез 1304); Б – экранированный урбостратозем на погребенном черноземе темногумусовом (разрез 1501)

В некоторых случаях подвижные формы цинка проявляют иное поведение. На графиках (рис. 15) видно, что концентрация металла увеличивается в горизонтах скопления белоглазки. Это свидетельствует о роли карбонатного барьера в накоплении на этих глубинах мигрирующих из верхних горизонтов металлов. Вносит свой вклад и материнская порода, так как часть металлов наследуется почвой из материнской породы, что соответствует литературным данным (Саеt, 1990; Niesiobedzka, 2016; Nevedrov., 2018).

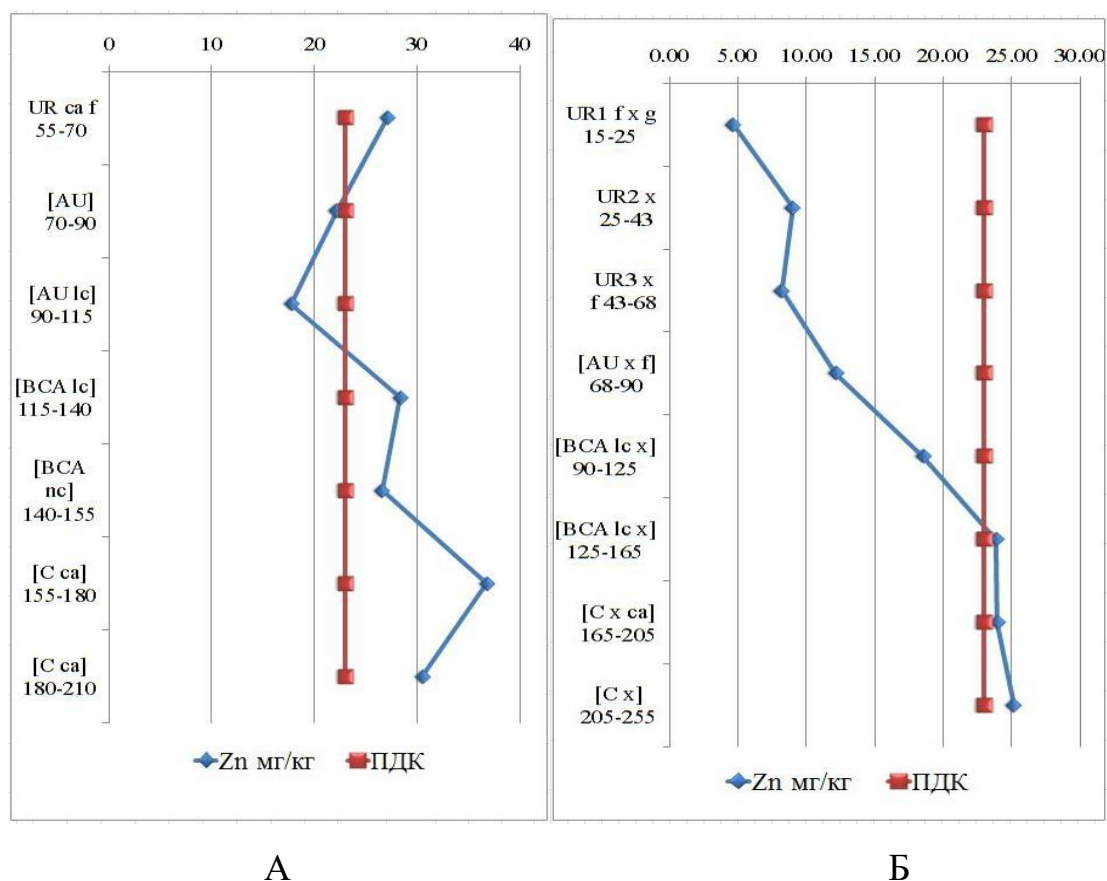


Рисунок 15 – Изменение по профилю валового содержания и подвижных форм цинка: А – урбостратозем экранированный на погребенном черноземе (разрез 1405); Б – урбостратозем экранированный химически загрязненный (хемозем) на погребенном черноземе темногумусовом (разрез 1404)

Из литературных источников известно, что подвижные формы тяжелых металлов часто очень неравномерно распределены в профиле как антропогенно-измененных, так и естественных почв (Саэт, 1990; Bezuglova, 2015; Amanullah, 2016). Для почв Ростовской агломерации такие закономерности также обнаружены (рис.16–17) на примере марганца, меди и свинца.

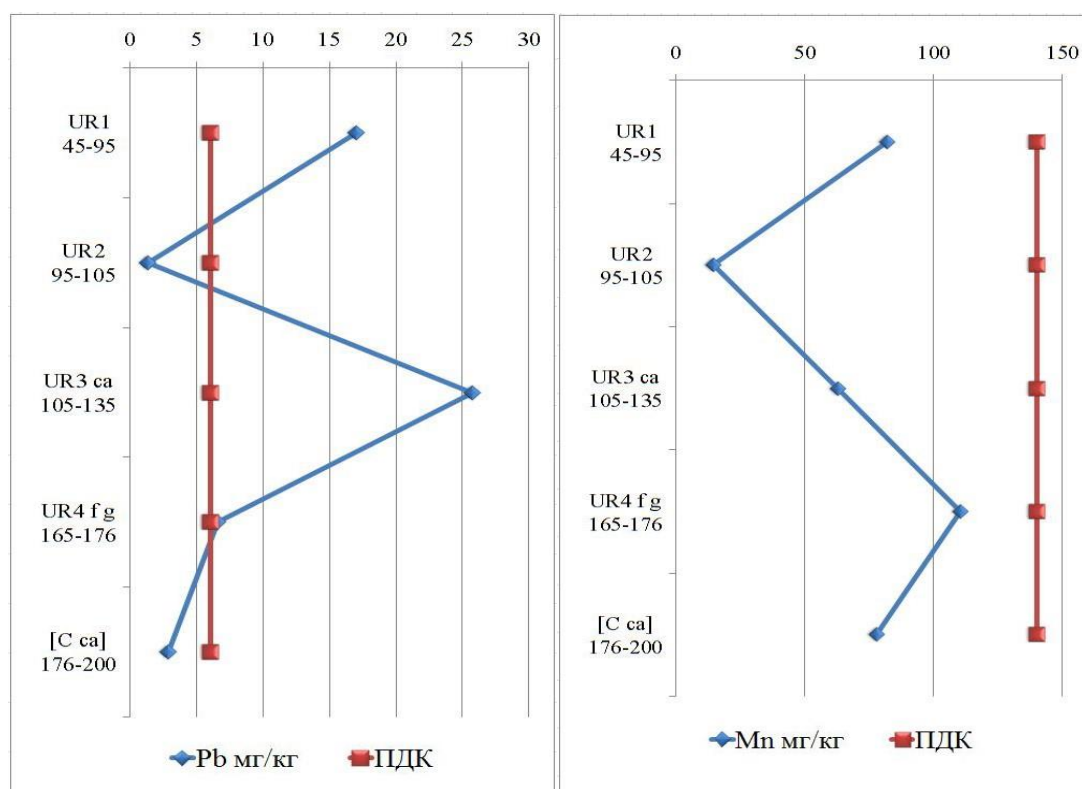


Рисунок 16 – Миграция подвижных форм свинца и марганца в сравнении с ПДК по профилю экранированного урбостратозема (разрез 1302)

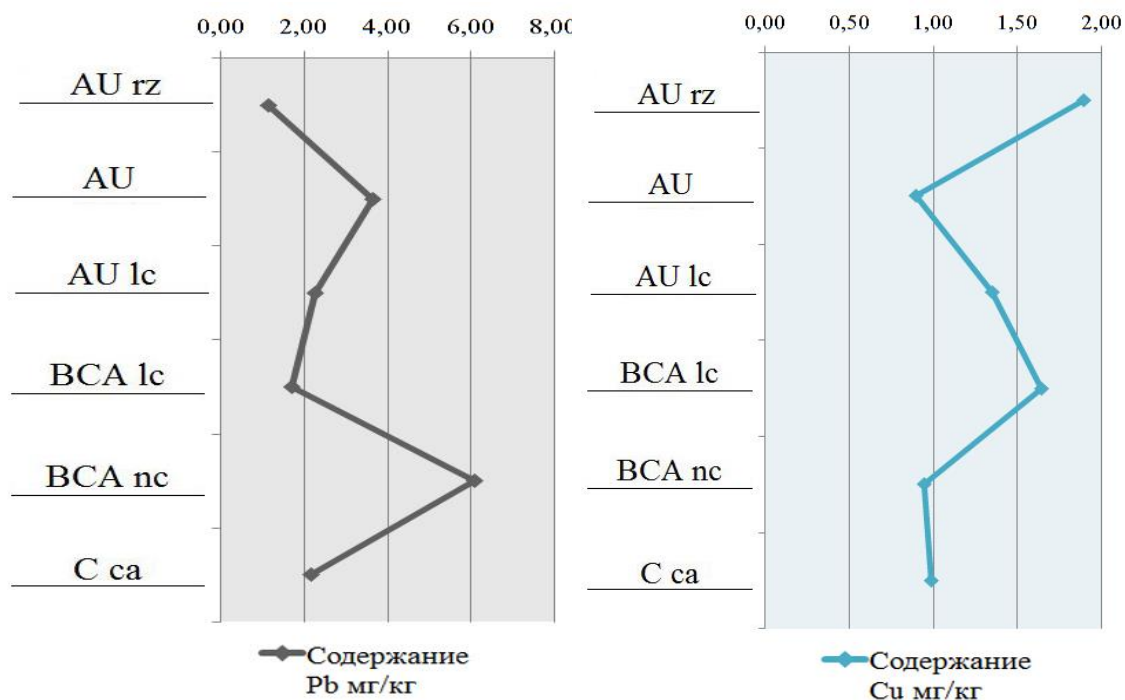


Рисунок 17 – Профильное распределение свинца и меди на примере чернозема миграционно-сегрегационного в разрезе 1701

В некоторых случаях можно проследить корреляцию содержания хрома и илистых частиц, о которой писали ранее (Орлов, 1985; Raymond, 2011; Тагивердиев, 2015; Самохвалова, 2017). Так, в погребенной толще разрезов 1405 и 1401 можно отметить накопление хрома и других металлов в горизонтах с наиболее высоким содержанием ила. Наглядно это продемонстрировано на рисунке 18. Второй максимум на глубине 155–180 см обусловлен карбонатным барьером.

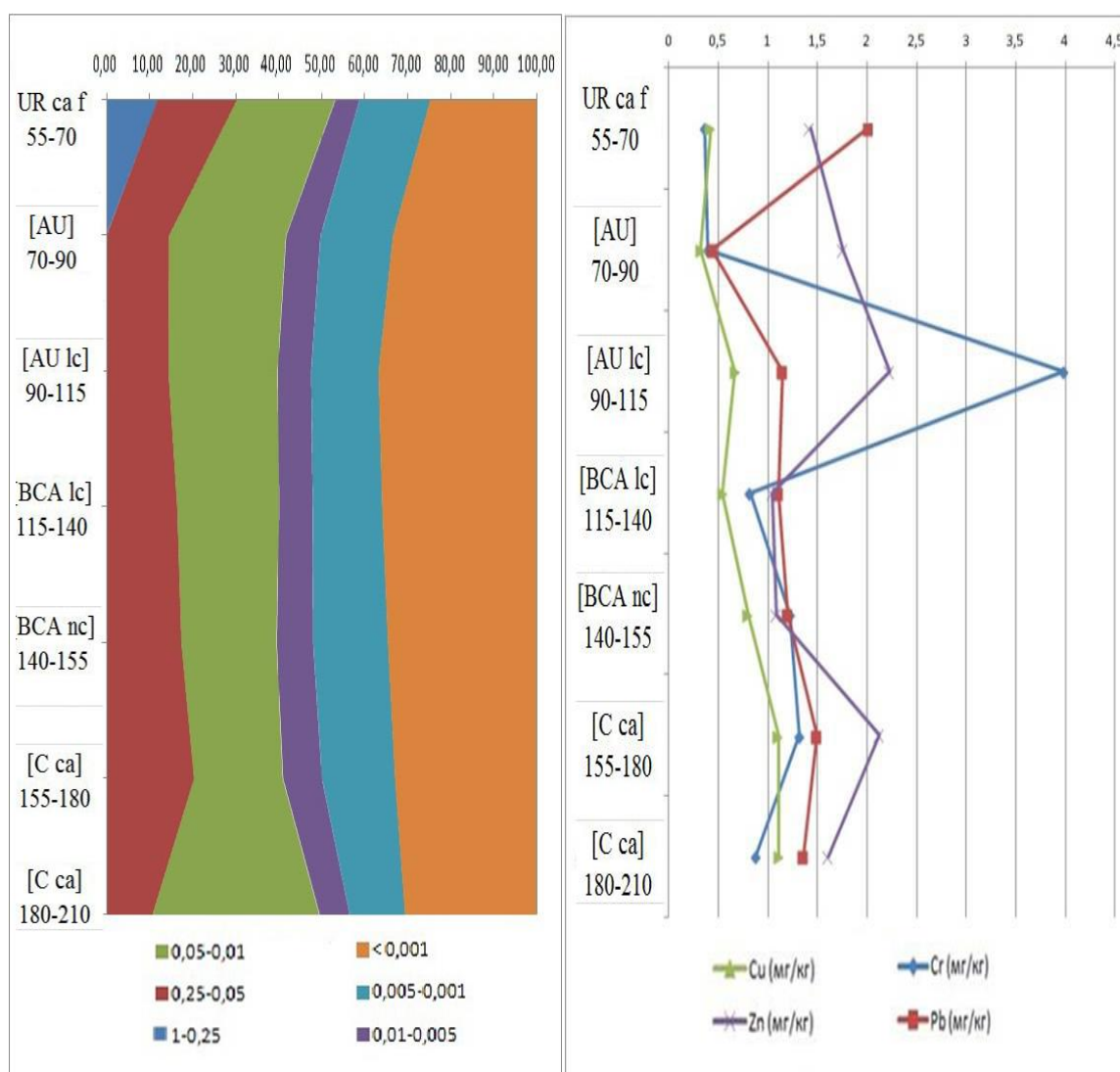


Рисунок 18 – Распределение по профилю экранированного урбостратозема на погребенном черноземе (разрез 1405) гранулометрических фракций и подвижных форм тяжелых металлов

На рисунке 19 наглядно показана приуроченность свинца к фракции среднего и мелкого песка, меди и цинка – к фракции крупной пыли.

Установлена связь содержания подвижной меди с показателями неорганического углерода. Обусловлено это способностью карбонатов связывать медь, с последующим образованием нерастворимых соединений, которые могут накапливаться в карбонатных горизонтах. Схожая ситуация наблюдается с марганцем. Исключением стал разрез 1306, что, вероятнее всего, связано с низким содержанием неорганического углерода.

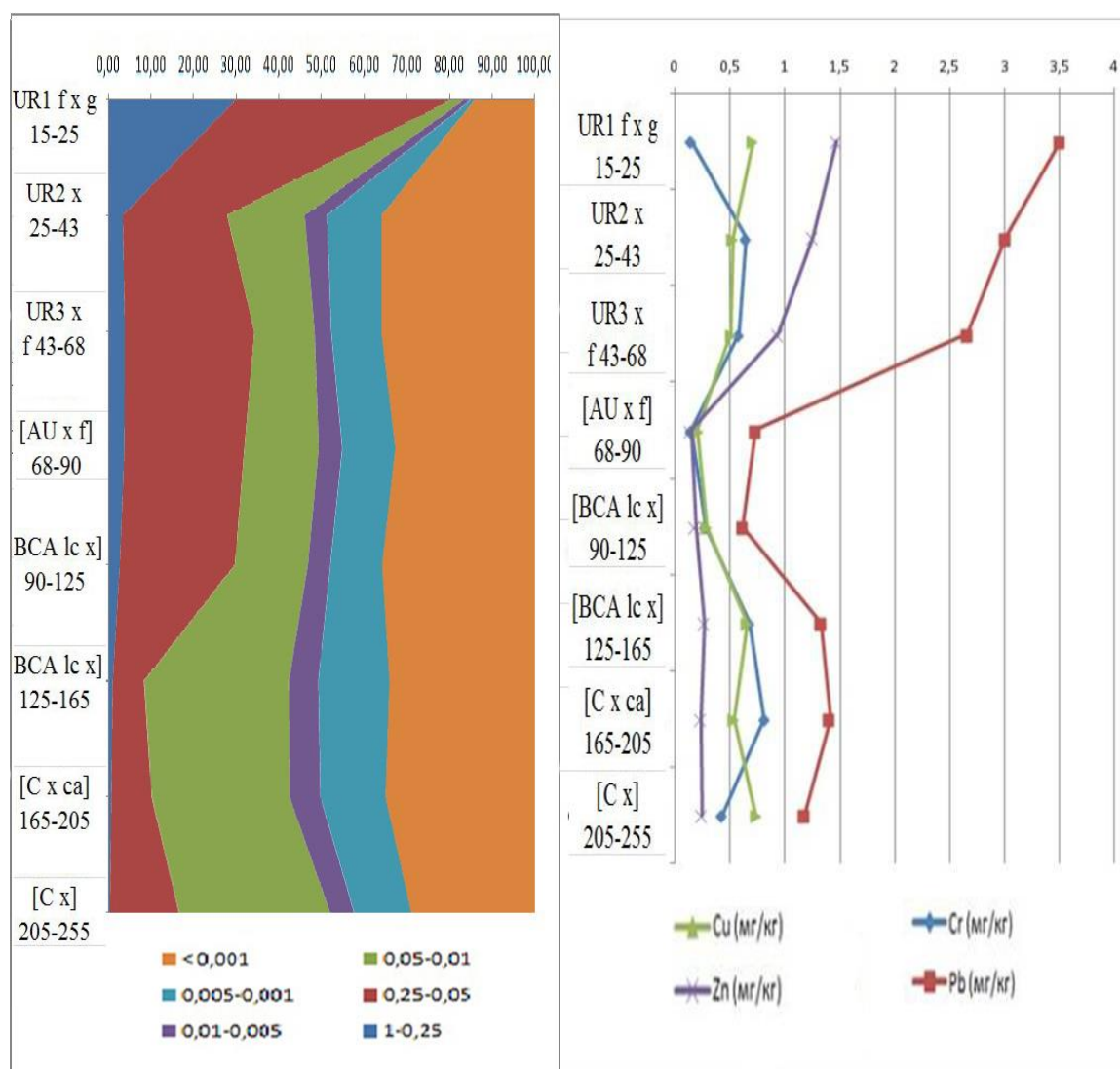


Рисунок 19 – Распределение гранулометрических фракций и подвижных тяжелых металлов по профилю экранированного урбостратозема, химически загрязненного (хемозема) на погребенном черноземе темногумусовом разреза 1404.

3.4 Взаимосвязь содержания тяжелых металлов с органическим и неорганическим углеродом и физической глиной

На рисунках 20–22 приведен графический анализ взаимосвязи валового содержания свинца и его обменных форм с органическим и неорганическим углеродом, а также физической глиной, интерполированных методом наименьших квадратов в программе STATISTICA. По оси ординат отложено содержание углерода карбонатов (рис.20), либо углерода органических соединений (рис.21) или физической глины (рис.22), по оси абсцисс – валовое количество свинца, изолинии в поле графиков показывают содержание обменной формы свинца и именно их расположение относительно других компонентов показывает ожидаемое распределение подвижного свинца.

В области значений валового содержания свинца до 50 мг/кг отсутствуют закономерности между количеством подвижного свинца и содержанием неорганического углерода (рис. 20А). При антропогенном загрязнении (рис. 20Б) наблюдается связывающая роль карбонатов в отношении свинца и это проявляется в виде закономерности: чем выше валовое содержание свинца, тем больше в нем доля обменных соединений.

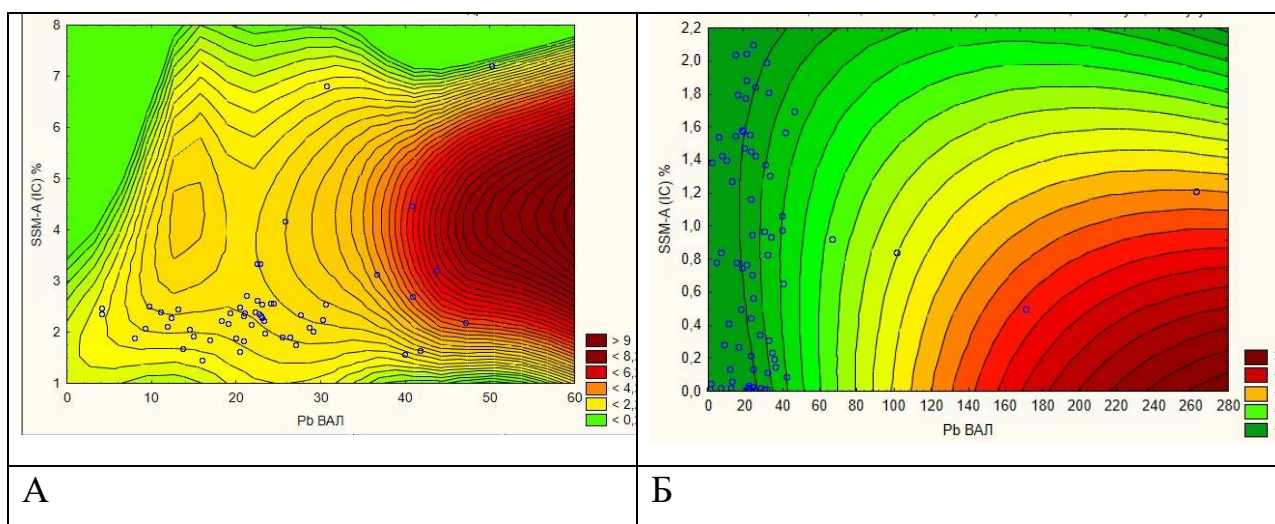


Рисунок 20 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм свинца в зависимости от содержания неорганического углерода в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

Причем эта закономерность справедлива как для черноземов, так и для урбостратоземов. В то же время антропогенез влияет на диапазон значений, в которых проявляется вышеуказанная связь. В естественных почвах максимум валового количества и обменных соединений свинца приходится на диапазон в содержании неорганического углерода от 2 до 7%, а такое количество может наблюдаться только в нижней части профиля, в горизонтах ВС и С, что еще раз служит доказательством накопления свинца на карбонатном барьере. А в урбостратоземах наивысшие значения и валового содержания (140–280 мг/кг) и обменных форм (64–80 мг/кг) лежат в пределах содержания углерода карбонатов от 0 до 0,9%, т.е. это поверхностные слои, и убедительное свидетельство антропогенного происхождения рассматриваемого ТМ.

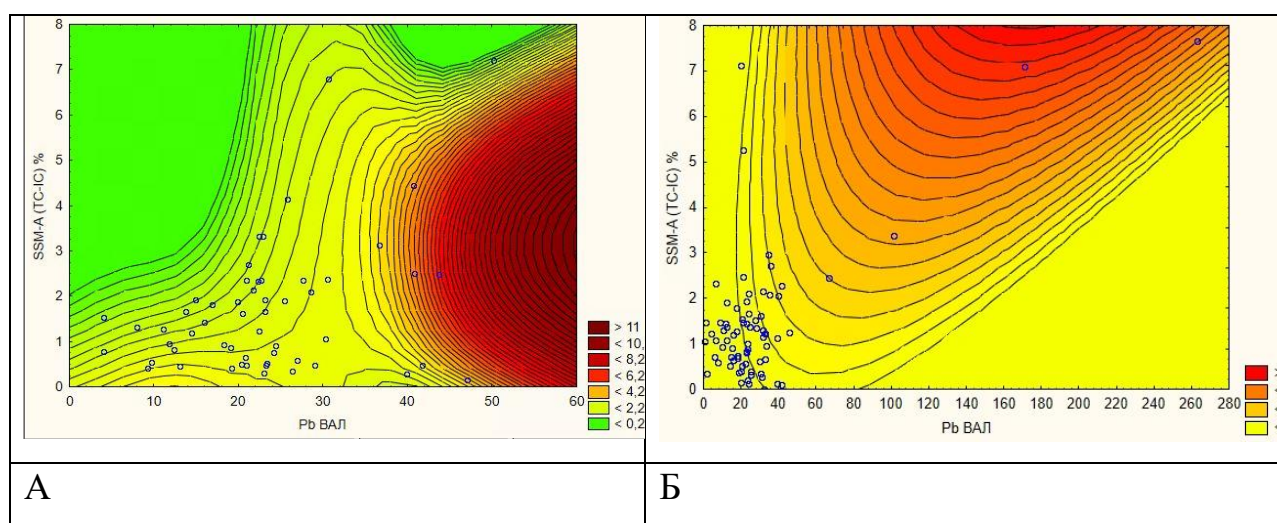


Рисунок 21 – График взаимного распределения валового содержания и подвижных форм свинца в зависимости от содержания углерода гумуса в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах

На рисунке 21 показаны закономерности распределения обменных форм свинца в зависимости от его валового содержания и количества органического углерода. Так же, как и с неорганическим углеродом, при валовом содержании свинца ниже ПДК, доля обменных форм невысокая. При антропогенном загрязнении увеличивается и подвижность свинца,

причем это увеличение происходит синхронно с ростом содержания органического углерода. Этот факт хорошо согласуется с данными С.С.Манджиевой (2009), доказавшей, что гумус сорбирует соединения свинца.

Ожидаемые результаты показало графическая интерпретация взаимосвязи обменных форм свинца с его валовым количеством и содержанием физической глины (рис.22). В черноземах максимальное количество подвижного свинца приходится на фракцию средней глины. В то же время в урбостратоземах наблюдается наличие двух максимумов: в диапазоне содержания физической глины 20–35% при общем пуле 55–180 мг/кг свинца и в диапазоне 35–70% физглины при очень высоком загрязнении – 5–7 ПДК. Вероятно, в первом максимуме концентрируются более крупные частицы свинца, а тяжелые фракции сорбирует более мелкие частицы металла.

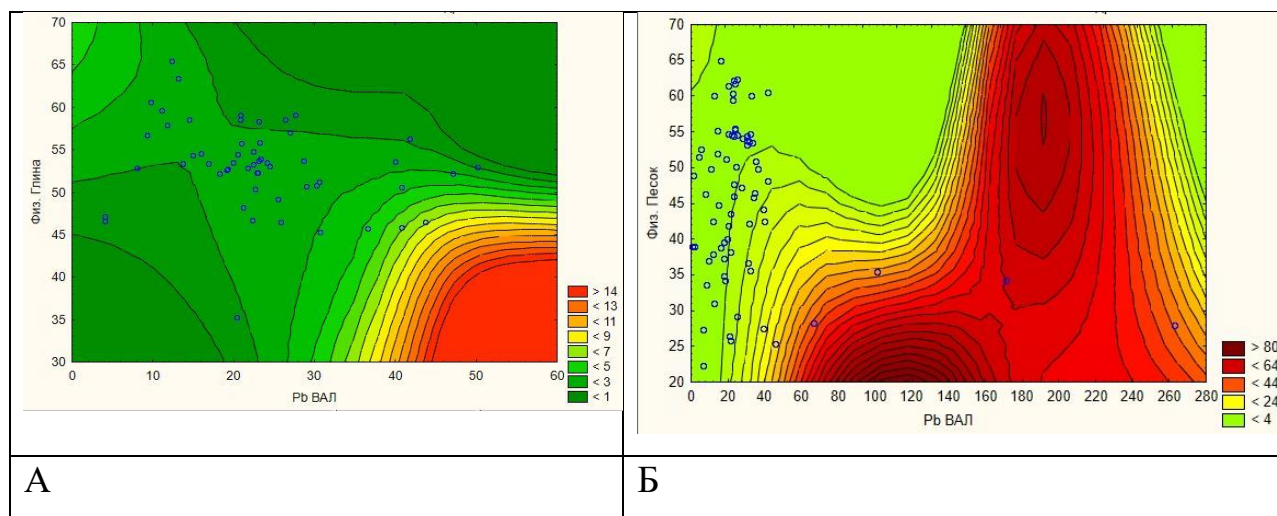


Рисунок 22 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм свинца в зависимости от содержания физической глины в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

Аналогичные зависимости были изучены и для цинка (рис.23–25). Четко прослеживается закономерность: в черноземах обыкновенных карбонатных содержание обменного цинка увеличивается с ростом содержания органического углерода. В антропогенно-измененных почвах такая закономерность отсутствует (рис.23).

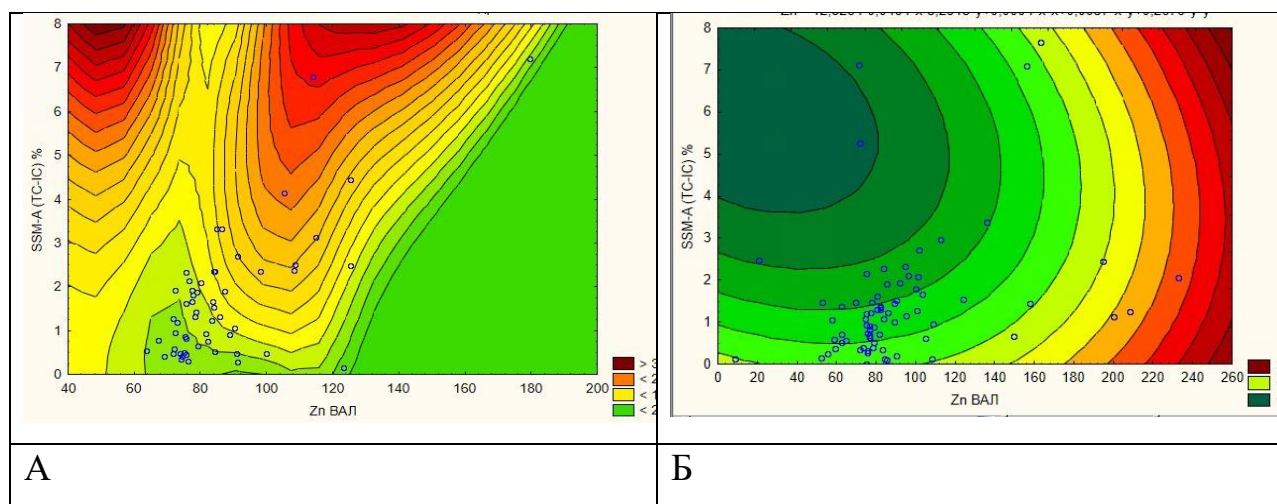


Рисунок 23 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм цинка в зависимости от содержания углерода гумуса в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

В черноземах неорганический углерод, представленный преимущественно карбонатами, при условии его высокого содержания, влияет на накопление подвижного цинка, причем при сравнительно невысоком валовом содержании (40–60 мг/кг, рис. 24). Здесь так же, как и в отношении свинца, проявляется действие карбонатного барьера, так как в черноземах обыкновенных карбонатных такие высокие значения неорганического углерода встречаются только в породе. В урбостратоземах подвижность цинка также имеет 2 максимума. Наиболее высокую подвижность этот металл проявляет при низком валовом содержании цинка и достаточно высоком содержании неорганического углерода – 1,6–2,2%, что соответствует содержанию карбонатов 13–18%. Такие высокие значения могут наблюдаться в экраноземах при наличии подушки из дробенной тырсы (известняка-ракушечника), широко применяемого в Ростове-на-Дону при строительстве дорог. Второй максимум приурочен к области с повышенным валовым содержанием цинка – в пределах 240–260 мг/кг. Учитывая, что содержание неорганического углерода при этом минимальное – от нуля до 0,3%, можно уверенно говорить, что это открытые поверхностные горизонты урбостратоземов и урбостратифицированных черноземов. Наименьший

уровень подвижности цинка отмечается в незагрязненных урбостратоземах при значениях неорганического углерода, стремящихся к нулю.

Содержание обменных форм цинка при невысоком валовом его количестве возрастает до 30 мг/кг и выше в легкоглинистых черноземах (рис. 24).

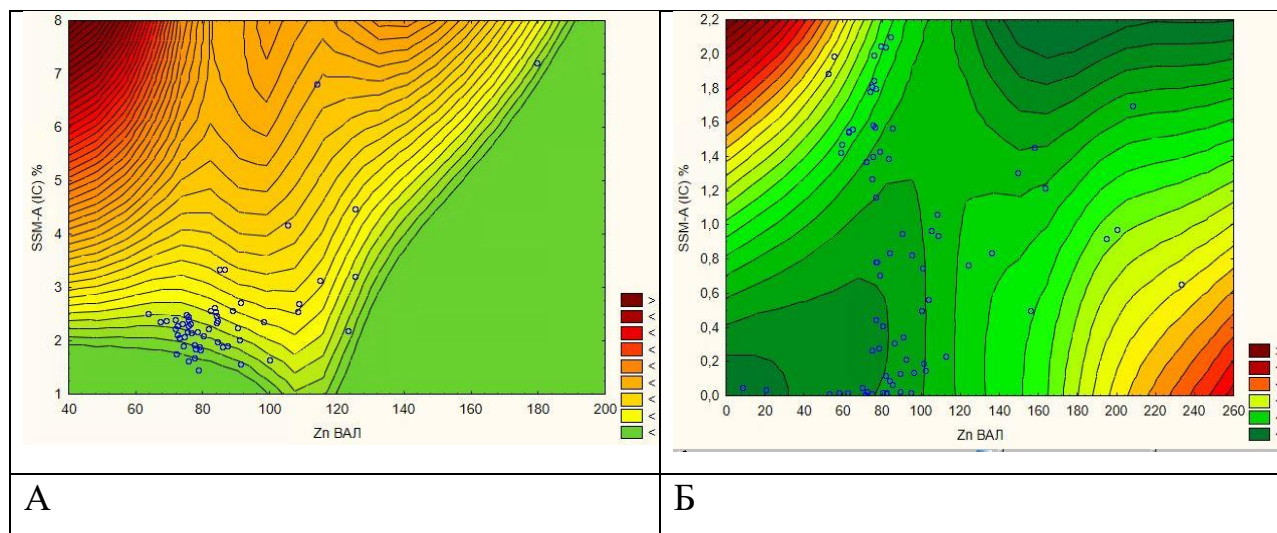


Рисунок 24 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм цинка в зависимости от содержания неорганического углерода в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

Для антропогенно-измененных почв характерно содержание подвижного цинка на уровне ПДК и выше при любом гранулометрическом составе.

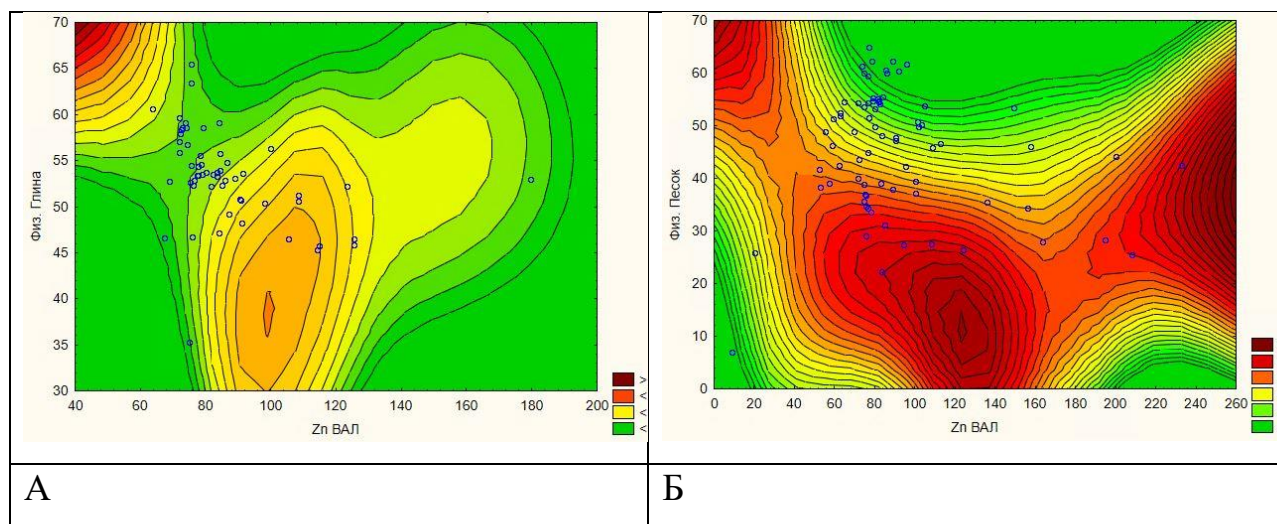


Рисунок 25 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм цинка в зависимости от содержания физической глины в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

Так, наиболее высокое его количество отмечено при содержании физической глины от 0 до 25%, когда общий пул металла составляет 100–140 мг/кг. Второй максимум отмечается при загрязнении 2,5 ПДК в широком диапазоне физической глины 20–60%. Третий – при относительно невысоком общем содержании цинка приурочен к легкоглинистым частицам.

Закономерности взаимного распределения валового содержания меди и ее обменных форм со свойствами почв представлена на рисунках 26–28. Содержание обменных форм меди как в черноземах обыкновенных, так и урбостратоземах невысокое. Тем не менее некоторые закономерности можно отметить и для распределения меди. Так, в черноземах обыкновенных, в горизонтах, содержащих в пределах от 2 до 7% неорганического углерода, концентрация подвижной меди увеличивается до 1,2–1,4 мг/кг при условии достаточно высокого валового содержания 100–110 мг/кг.

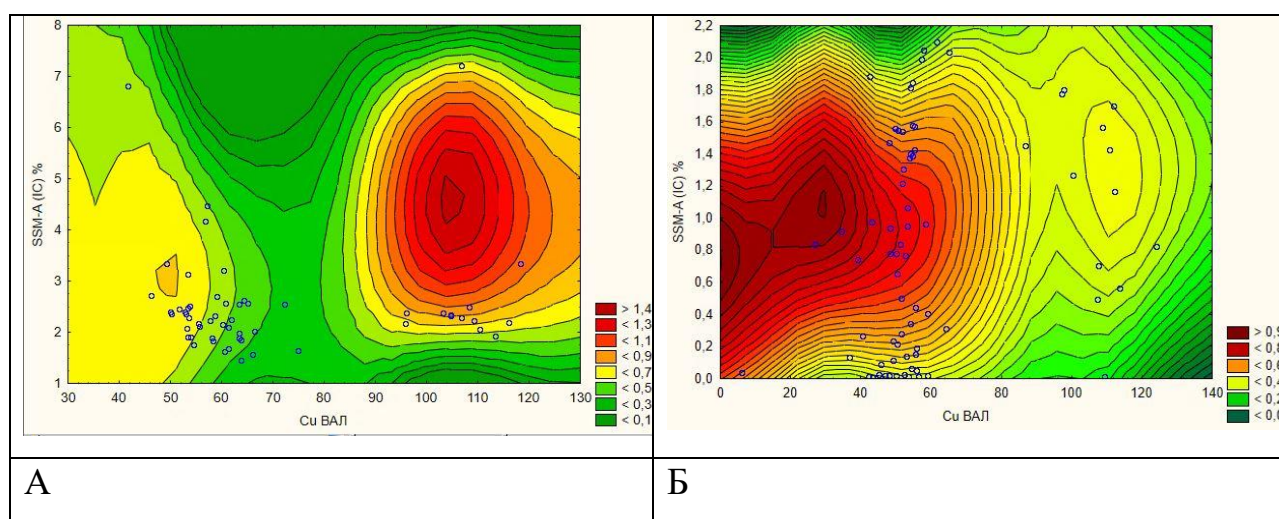


Рисунок 26 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм меди в зависимости от содержания неорганического углерода в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

В антропогенно-измененных почвах подвижность меди ниже, но концентрируются они и при более низком общем содержании металла, и в диапазоне более низких значений неорганического углерода – 0,4–1,4%. Иными словами, в черноземах подвижные соединения меди приурочены к карбонатному барьеру и материнской породе, а в урбостратоземах – к

поверхностным горизонтам незагрязненных почв. При загрязнении содержание обменных форм меди снижается до минимума.

Содержание органического углерода в черноземах обыкновенных мало влияет на накопление подвижных соединений меди (рис. 27).

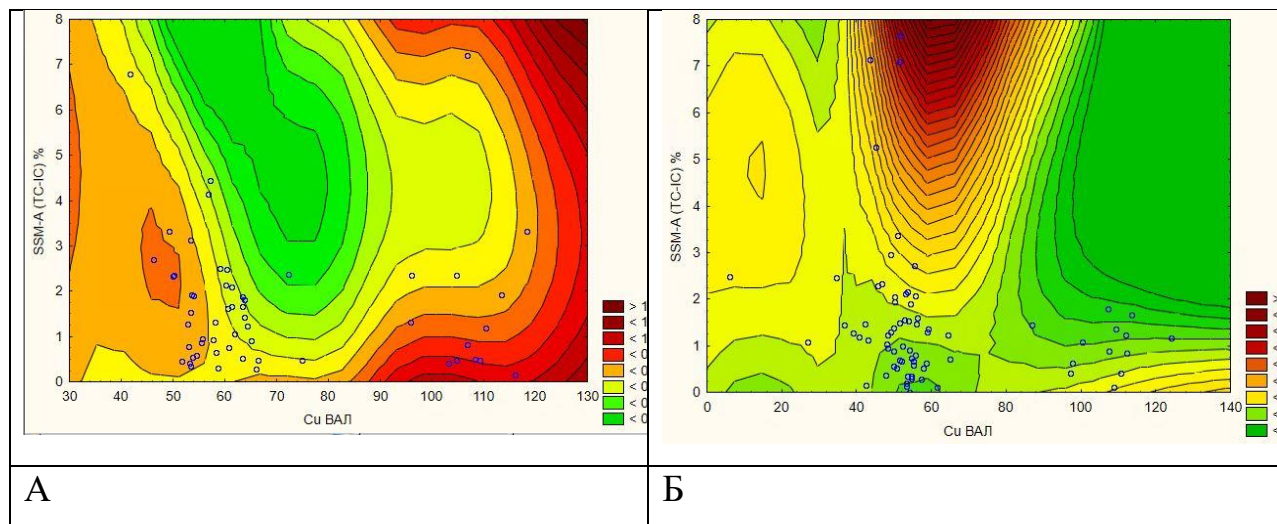


Рисунок 27 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм меди в зависимости от содержания углерода гумуса в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

И только при возрастании загрязнения медью до уровня свыше 1,5 ПДК наблюдается увеличение количества обменных форм металла выше 0,7 мг/кг. В урбостратоземах еще более высокое содержание обменных соединений цинка (2 мг/кг и выше ПДК) наблюдается при содержании углерода гумуса в пределах 6–8%. Такое высокое количество органического вещества на территории Ростовской агломерации встречается только в лесопосадках. К сожалению, экологическое и санитарное состояние их далеко от идеального — встречаются иногда даже несанкционированное складирование ТБО и строительного мусора. Однако медь, скорее всего попадает в почву древесных массивов при их обработке медьсодержащими фунгицидами.

В черноземах обыкновенных обменные формы меди концентрируются в легкоглинистой фракции в диапазоне валовых количеств металла от 30 до 80 мг/кг (рис. 28). При более высоком валовом содержании меди ее подвижность резко снижается.

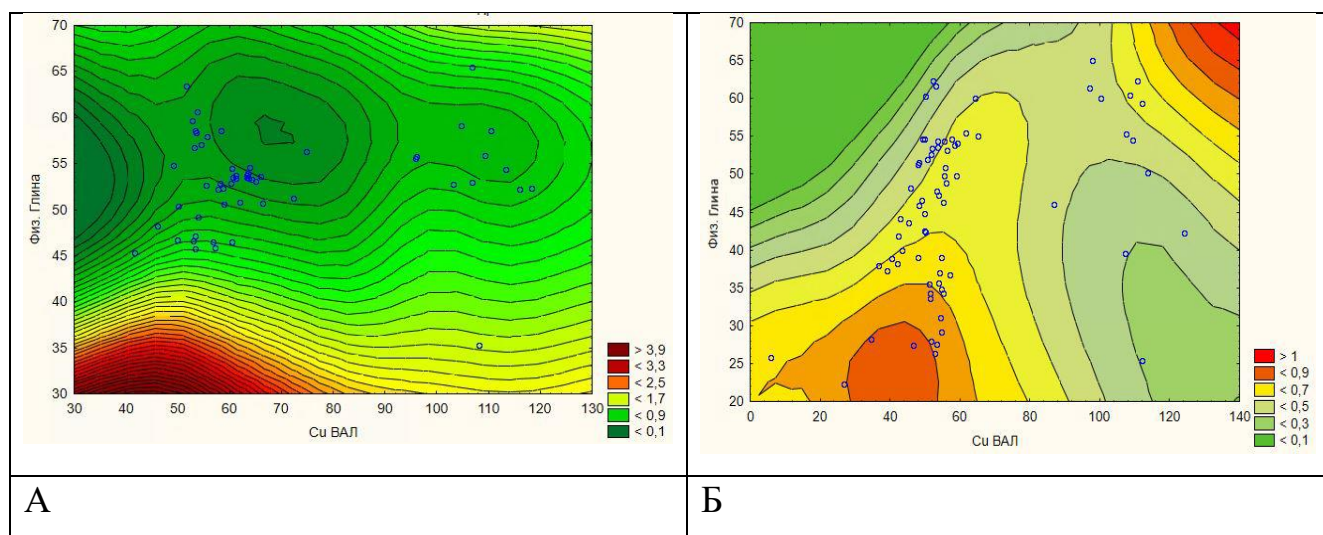


Рисунок 28 – График взаимного распределения валового содержания и обменных форм меди в зависимости от содержания физической глины в естественных (А) и антропогенно-измененных (Б) почвах.

В урбостатоземах содержание подвижных соединений меди значительно ниже и, вероятно, поэтому четко выраженных взаимосвязей между содержанием соединений цинка и количеством физической глины выявить не удалось. Можно отметить тенденцию к росту подвижности при валовом содержании 25–55 мг/кг в легких фракциях, и рост до 1 мг/кг обменных соединений меди во фракции легкой глины при загрязнении свыше 2 ПДК.

Таким образом, изучение взаимосвязи валового содержания свинца и его обменных форм с органическим и неорганическим углеродом с применением метода наименьших квадратов показало, что в области значений валового содержания свинца до 50 мг/кг не было обнаружено закономерностей между количеством подвижного свинца и содержанием неорганического углерода в черноземах миграционно-сегрегационных. Однако, при антропогенном загрязнении проявляется связывающая роль карбонатов в отношении свинца: чем выше валовое содержание свинца, тем больше доля обменных соединений этого элемента в общем количестве. Эта закономерность была отмечена как в черноземах, так и в урбостратоземах.

Для цинка была выявлена закономерность, раскрывающая роль органического углерода в связывании этого металла. В черноземах

миграционно-сегрегационных содержание обменного цинка увеличивалось с ростом содержания органического углерода. Однако, в антропогенно-измененных почвах такая связь отсутствовала. В черноземах подвижность цинка проявляла два максимума – при низком валовом содержании цинка и высоком содержании неорганического углерода, а также в поверхностных слоях урбостратоземов. Наименьший уровень подвижности цинка был отмечен в незагрязненных урбостратоземах.

Для меди было обнаружено, что в черноземах миграционно-сегрегационных и урбостратоземах содержание обменных форм меди невысокое. Однако в черноземах концентрация подвижной меди увеличивалась с ростом содержания органического углерода. В урбостратоземах подвижность меди была ниже, но при загрязнении содержание обменных форм меди увеличивалось при низком общем содержании металла и низких значениях неорганического углерода.

3.5 Степень подвижности тяжелых металлов в естественных и антропогенно-измененных почвах

Для выявления общих закономерностей и составления статистических данных подвижности тяжелых металлов, почвенные горизонты были объединены в группы по общим морфологическим особенностям:

- горизонты урбик (UR1; UR2; RAT...)
- гумусово-аккумулятивные горизонты (AU; BCA)
- горизонты карбонатного барьера (BC; Cca; C)

Степень подвижности вычисляли как долю подвижных соединений в валовом количестве (%). Сравнение степени подвижности велось между этими группами. По построенным циклограммам видно, что в антропогенно-измененных почвах наибольшая подвижность свинца приходится на горизонты урбик и зону карбонатного барьера (рис.29).

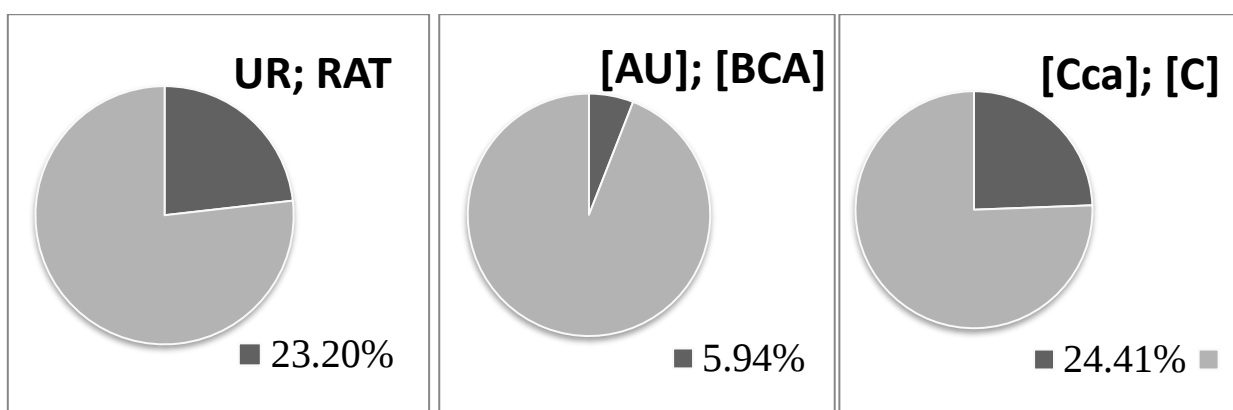


Рисунок 29 – Степень подвижности свинца в антропогенно-измененных почвах

Высокая подвижность свинца в урбо-горизонтах может быть обусловлена отличными от естественных почвенных горизонтов морфологическими особенностями в виде включений различных обломков строительного материала, либо мусора, повышенным содержанием песчаной фракции, обуславливающей высокую фильтрационную способность этого горизонта, и низким содержанием илистой фракции, которая является одним из основных почвенных сорбентов. Антропогенный прессинг включает также высокий транспортный трафик и связанные с ним поступление свинца с автомобильными выхлопами.

В гумусово-аккумулятивных горизонтах как естественных (рис.30), так и антропогенно-измененных почв, подвижность свинца минимальна.

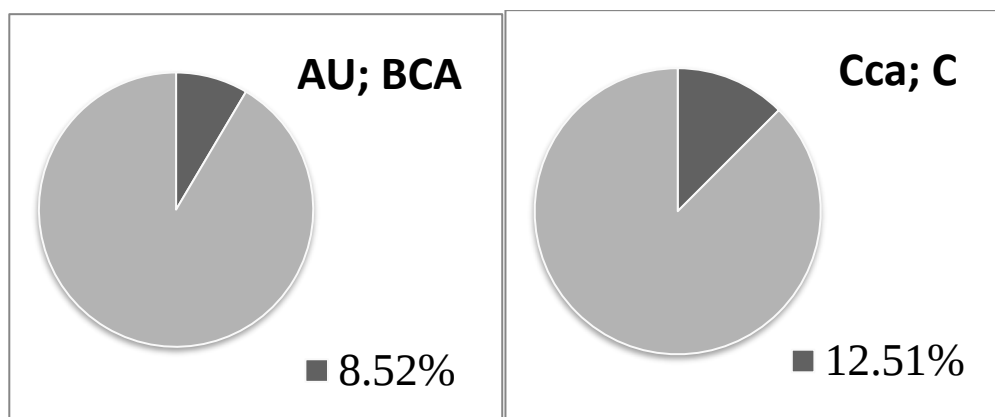


Рисунок 30 – Степень подвижности свинца в естественных почвах

Это может быть обусловлено высоким содержанием органического вещества и илистых частиц, которые переводят соли свинца в неподвижное состояние, что соответствует литературным данным (Raymond, 2011; Amanullah, 2016).

Подвижность цинка в гумусово-аккумулятивных горизонтах антропогенно-измененных почв значительно выше, чем свинца (рис.31). Также высокая подвижность этого элемента наблюдается в зоне карбонатного барьера. Это указывает на поступление цинка из верхних горизонтов и его накопление на карбонатном барьере.

Степень подвижности в естественных почвах зоны рекреации значительно ниже (рис.32), что также указывает на антропогенный характер поступления этого металла в почвенный профиль антропогенно-преобразованных почв.

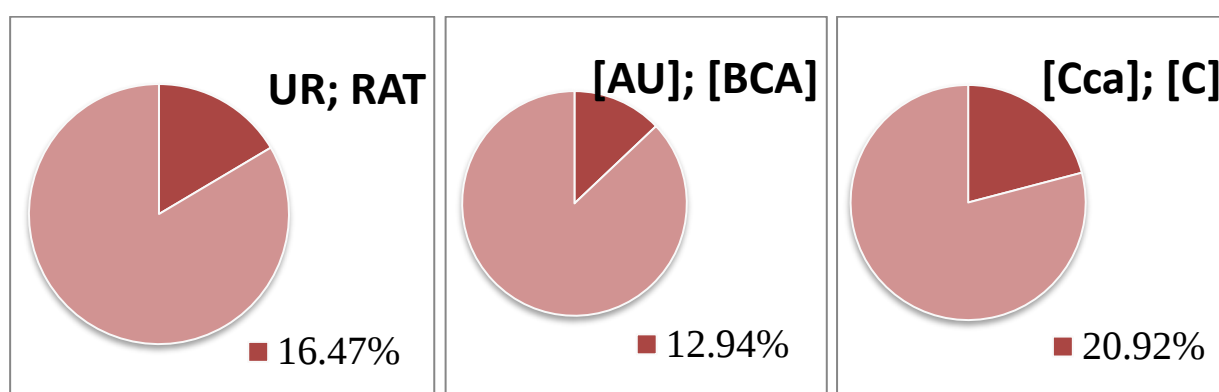


Рисунок 31 – Степень подвижности цинка в антропогенно-измененных почвах

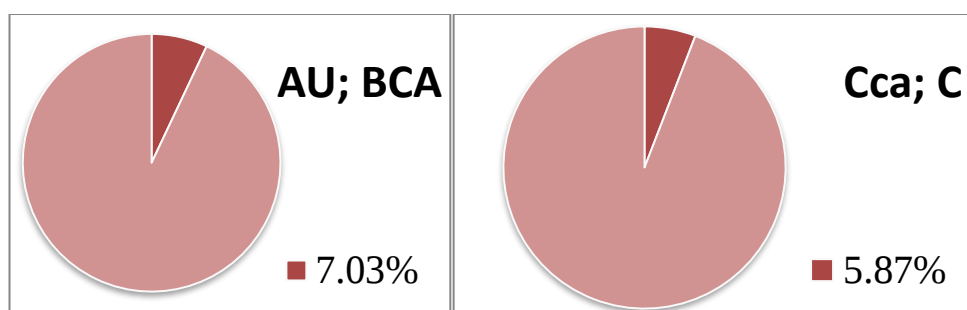


Рисунок 32 – Степень подвижности цинка в естественных почвах

Наибольшая степень подвижности меди наблюдается в горизонтах урбик (рис.33). Это говорит о поверхностном поступлении меди в почву. В гумусово-аккумулятивных горизонтах наблюдается минимальная подвижность меди, как и всех остальных металлов (рис.34).

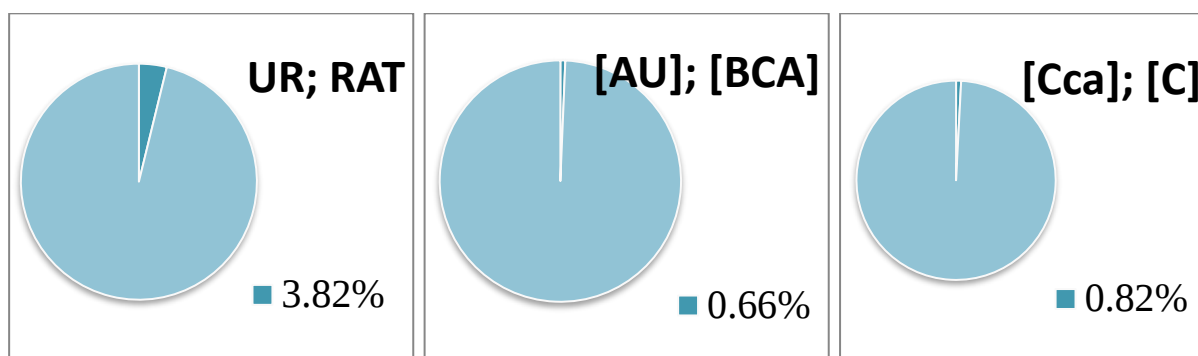


Рисунок 33 – Степень подвижности меди в антропогенно-измененных почвах

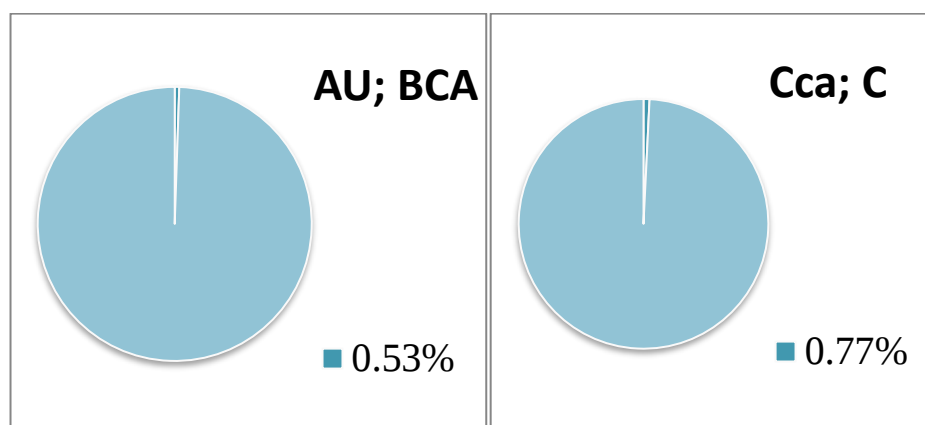


Рисунок 34 – Степень подвижности меди в естественных почвах

Кобальт демонстрирует более высокую подвижность в гумусово-аккумулятивных горизонтах (рис.35), чем в антропогенно-измененных (рис.36). Учитывая, что концентрации подвижного кобальта значительно ниже ПДК, такой график может свидетельствовать о высокой обеспеченности черноземов этим элементом. В то же время в антропогенно-измененных почвах степень подвижности кобальта значительно ниже, причем максимальная величина этого показателя характерна для гумусово-

аккумулятивных горизонтов погребенных в толще урбостратоземов черноземов.

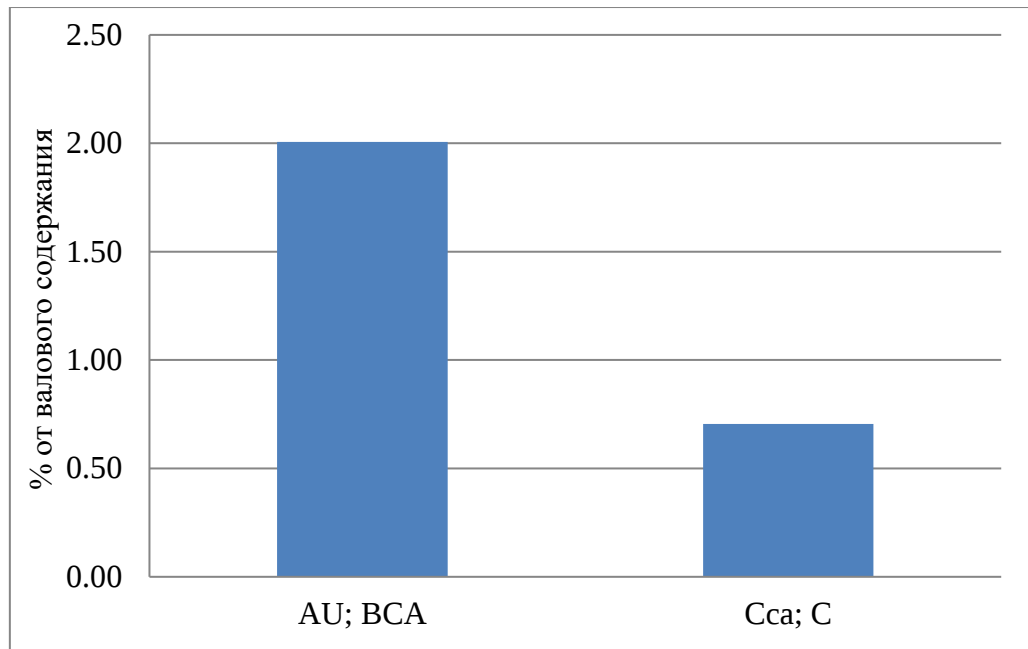


Рисунок 35 – Степень подвижности кобальта в естественных почвах

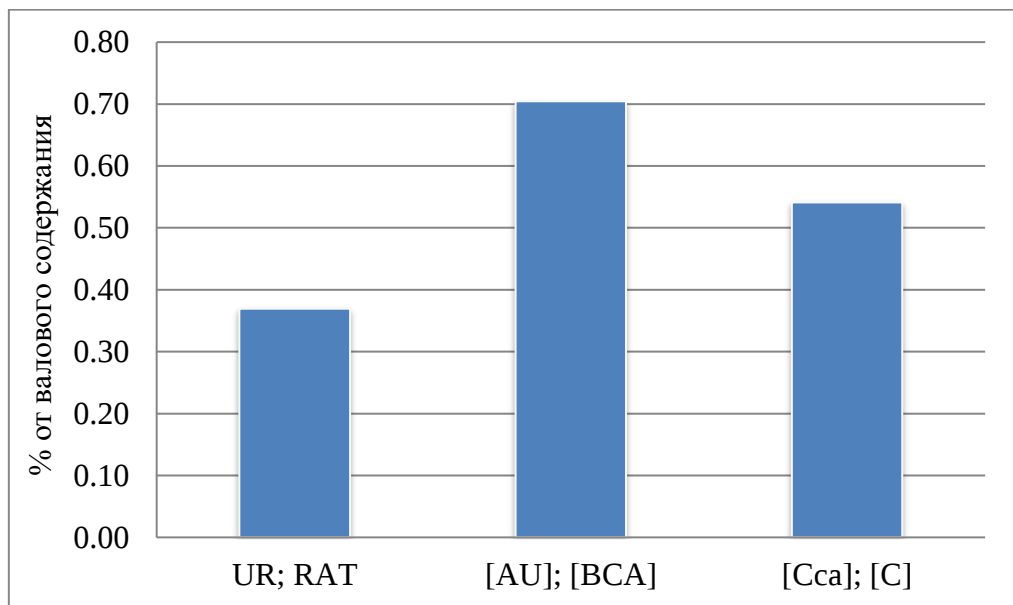


Рисунок 36 – Степень подвижности кобальта в антропогенно-измененных почвах

Подвижность хрома выше в погребенных гумусово-аккумулятивных горизонтах и на глубинах карбонатного барьера, чем в антропогенно-измененных почвах (рис. 37). В естественных почвах рекреационных зон

города подвижность хрома в гумусово-аккумулятивных горизонтах заметно ниже и возрастает в горизонтах карбонатного барьера (рис. 38).

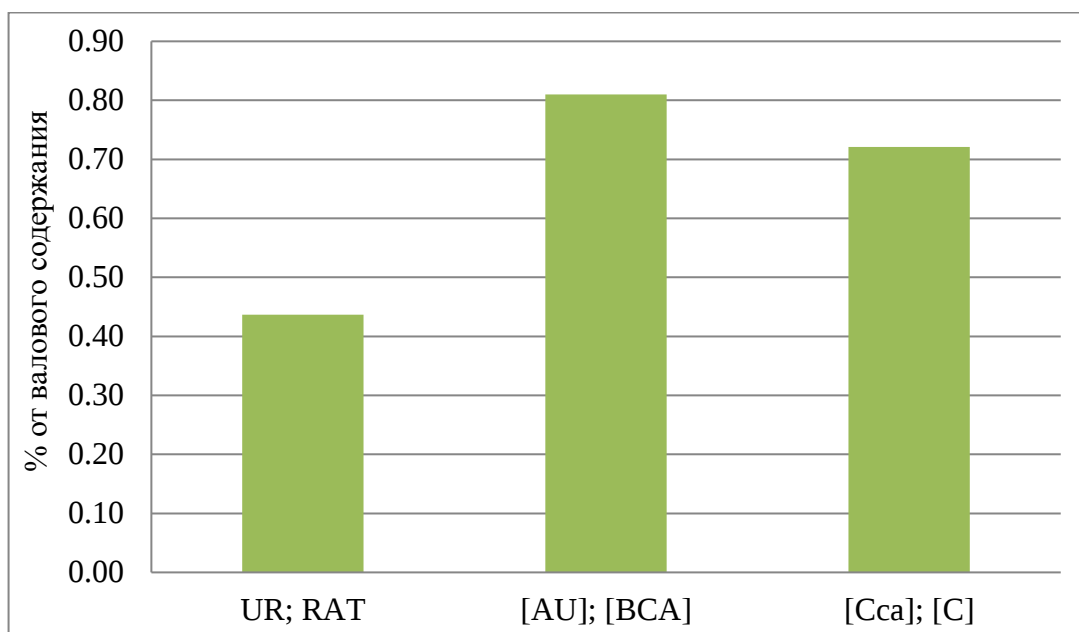


Рисунок 37 – Степень подвижности хрома в антропогенно-измененных почвах

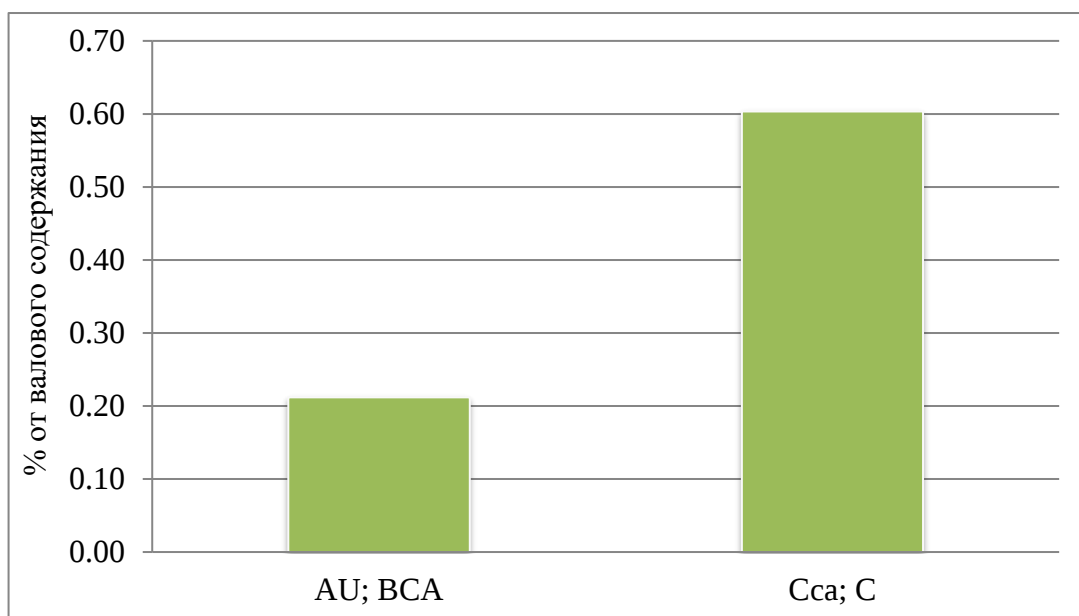


Рисунок 38 – Степень подвижности хрома в естественных почвах

Такой график подвижности может свидетельствовать, что изменение морфологии поверхностных горизонтов в ходе антропогенного давления приводит к перераспределению химического элемента по почвенному

профилю. А именно: накоплению металла в урбогоризонтах и последующему вымыванию его вниз по профилю.

3.6 Распределения цинка, меди и свинца в разных структурных фракциях

Оценка содержания тяжёлых металлов производилась в соответствии с нормативом СанПин 1.2.3685-21, который определяет предельно допустимые концентрации ПДК и ориентировочно допустимые концентрации ОДК в почвах.

В черноземах миграционно-сегрегационных обнаружено превышение подвижной меди во фракциях >10 мм (в двух образцах), во фракциях 5–7 мм – в одном образце. Все указанные ниже превышения составляют 1 ПДК. Все остальные показатели находятся в норме.

В урбостратоземах фиксируются превышения ПДК валового содержания цинка и свинца (рисунок 39, 40).

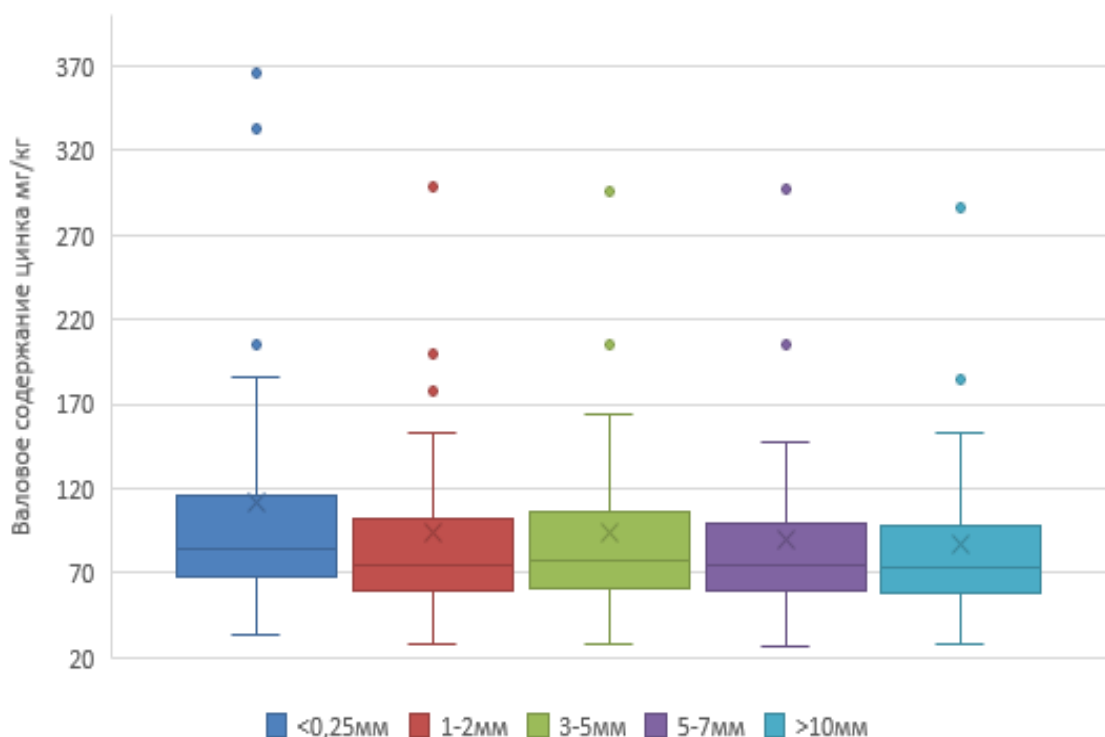


Рисунок 39 – Валовое содержание цинка в различных структурных фракциях

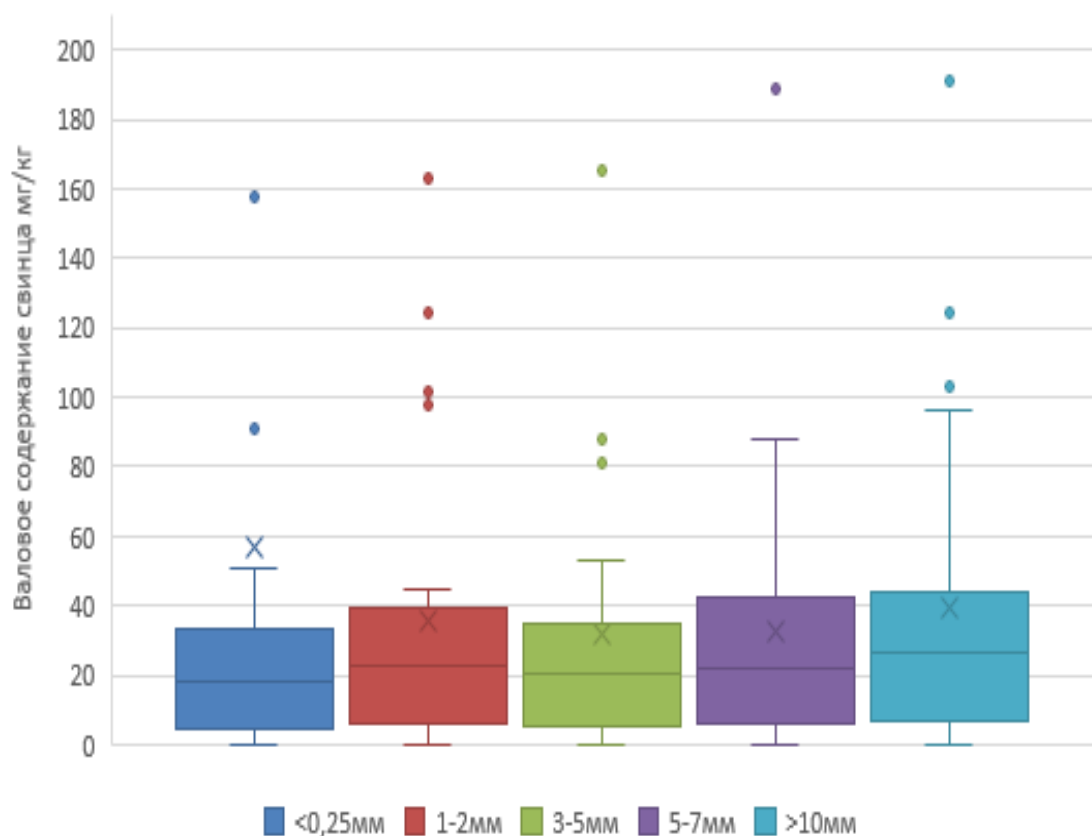


Рисунок 40 – Валовое содержание свинца в различных структурных фракциях (во фракции <0,25 не отображен выброс с концентрацией 714,85 мг/кг)

В отдельных разрезах (1501, 1604) содержание цинка на уровне 1–1,5 ОДК наблюдается во всех фракциях. Для фракции <0,25 мм имеются превышения равные двум ПДК, для остальных превышения составляют 1 ПДК. Подобное распределение обнаружено и по свинцу, однако во фракции <0,25 мм имеется выброс с результатом 5,5 ОДК. Таким образом можно отметить, что в целом изученные почвы не являются загрязненными. Однако в урбостратоземах имеются локальные загрязнения по цинку и свинцу чаще всего не превышающие 2 ОДК.

Чтобы изучить депонирование цинка, меди и свинца по их валовым количествам провели анализ по критерию Вилкоксона для связанных выборок в чернозёмах миграционно-сегрегационных и урбостратоземах на погребенных черноземах (таблицы 6–7).

Таблица 6 – Критерий Вилкоксона для связанных выборок между различными структурными фракциями по валовому содержанию Zn, Cu, Pb n=20; p=0,05 (+ наличие достоверных различий; - отсутствие достоверных различий)

Пара сравнения	Черноземы			Урбостратоземы		
	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb
<0,25 мм / 1–2 мм	-	+	+	+	+	+
<0,25 мм / 3–5 мм	-	+	+	+	+	-
<0,25 мм / 5–7 мм	-	-	+	+	+	-
<0,25 мм / >10 мм	+	-	+	+	+	+
1–2 мм / 3–5 мм	+	-	-	+	-	+
1–2 мм / 5–7 мм	-	+	+	+	-	-
1–2 мм / >10 мм	+	+	+	+	+	+
3–5 мм / 5–7 мм	+	+	+	+	+	-
3–5 мм / >10 мм	+	+	+	+	-	+
5–7 мм / >10 мм	+	+	+	+	+	+

Таблица 7 – Медиана и среднее содержание валовых количеств Zn, Cu, Pb по структурным фракциям в черноземах и урбостратоземах, мг/кг

Структурная фракция	Показатель	Черноземы			Урбостратоземы		
		Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb
<0,25 мм	среднее	87,11	48,84	17,60	112,00	42,95	56,97
	медиана	85,36	48,54	16,16	84,12	41,20	18,49
1–2 мм	среднее	85,00	54,43	22,51	93,49	48,46	35,38
	медиана	83,12	55,02	21,69	75,08	47,75	22,42
3–5 мм	среднее	88,33	55,03	24,28	94,19	47,09	32,03
	медиана	86,87	55,99	24,49	77,07	48,42	20,07
5–7 мм	среднее	85,12	51,63	19,45	90,30	49,41	32,87
	медиана	81,86	51,43	18,98	75,29	49,94	21,80
>10 мм	среднее	82,44	52,05	20,02	86,76	46,34	39,53
	медиана	80,70	51,89	20,16	73,94	46,77	26,80

Распределение цинка по фракциям структуры черноземов можно представить в виде ряда:

$$(>10) < 5-7 \leq 1-2 \leq (<0,25) \leq 3-5 \text{ мм.}$$

Минимальные значения приходятся на крупные фракции <10 и 5–7 мм, мелкие фракции более однородны в отношении содержания цинка. Однако уже в урбостратоземах содержание цинка приобретает строгую

закономерность, структурные фракции выстраиваются в убывающий по этому показателю ряд:

$$(>10) <5-7 <1-2 <3-5 <(<0,25) \text{ мм.}$$

Следует отметить, что указанные ряды в черноземах и урбостратоземах очень похожи: отмечается максимальное концентрирование цинка во фракциях $<0,25$ и $3-5$ мм как в черноземах, так и в урбостратоземах. Из таблицы 6 также следует, что с усилением загрязнения цинком все пары сравнений показывают достоверные различия, т. е. закономерность усиливается.

Урбопедогенез изученных почв сопровождается небольшим снижением валового содержания меди (таблица 7). Распределение валового количества меди по структурным фракциям в черноземах имеет вид:

$$(<0,25) \leq 5-7 <(>10) <1-2 \leq 3-5 \text{ мм,}$$

а в урбостратоземах

$$(<0,25) <(>10) <1-2 \leq 3-5 \leq 5-7 \text{ мм,}$$

т. е. в отличие от цинка пылеватые агрегаты характеризуются наименьшим содержанием этого металла.

Минимальное содержание приходится на фракцию $<0,25$ мм. Максимумы характерны для фракции $1-2$; $3-5$ мм в черноземах. Похожие данные получены в работе Wang и др. (2016), где отмечено наибольшее концентрирование меди в агрегатах размерностью $1-2$ мм. В урбостратоземах максимумы приходятся на фракции $5-7$ и $3-5$ мм.

Похожая ситуация и со свинцом. Распределение валового содержания свинца в структурных фракциях имеет вид (таблицы 6–7):

для черноземов:

$$(<0,25) <5-7 <(>10) <3-5 \leq 1-2 \text{ мм,}$$

для урбостратоземов:

$$(<0,25) <3-5 \leq 5-7 <1-2 <(>10) \text{ мм.}$$

Как и с медью, минимальное содержание свинца приходится на фракцию $<0,25$ мм. Максимумы в черноземах приурочены к фракции $1-2$, $3-$

5 мм, а в урбостратоземах – к фракции >10 мм. Вероятно, существует механизм, при котором свинец по достижении некоторой критической концентрации начинает замещать поглощенный Ca^{2+} (Понизовский, Мироненко, 2001), что в сумме с трансформацией микробиологических сообществ (Мосина и др., 2012) приводит к деградации структуры. Это подтверждается данными таблицы 7, где показано, что среднее содержание свинца во фракции <0,25 мм для урбостратоземов самое высокое среди остальных фракций, и составляет 56,97 мг/кг. Иными словами, есть единичные случаи критических концентраций, которые разрушают агрегаты до фракции <0,25 мм. Учитывая, что выборка с содержанием свинца в указанной фракции неоднородна и имеются горизонты как с высоким, так и с низким содержанием Pb, целостность закономерностей, при которых в одних структурных фракциях содержание элемента больше, нарушается, и анализ связанных выборок Вилкоксона в урбостратоземах не обнаружил статистически значимых различий в парах сравнений <0,25 и 3–5 мм; <0,25 и 5–7 мм. Значимая сорбция свинца в фракции >10 мм в урбостратоземах может быть объяснена тем, что свинец часто перемещается в почве в виде крупных частиц. Эти крупные частицы способны задерживаться только в макропорах, которые характерны именно для глыбистых агрегатов (глыб). Данная особенность отмечена в предыдущих исследованиях (Понизовский, Мироненко, 2001; Kelly et al., 1996; Manta et al., 2002; Chen et al., 2005; Duzgoren-Aydin et al., 2006), подтверждающих миграцию свинца в виде крупных частиц.

В таблицах 8, 9 приведены значения критерия Вилкоксона для связанных выборок по подвижным формам металлов в чернозёмах миграционно-сегрегационных и урбостратоземах на погребенных черноземах. Подвижные формы цинка, меди и свинца статистически анализировали сообразно валовому содержанию (таблицы 7–8).

Содержание кислоторастворимых форм цинка увеличивается в агрегатных фракциях чернозёмов в ряду:

<0,25; 5–7; 3–5; 1–2; >10 мм,

в урбостратоземах распределение иное:

<0,25; 3–5; 1–2; >10; 5–7 мм.

Таблица 8 – Критерий Вилкоксона для связанных выборок между различными структурными фракциями по содержанию подвижных форм Zn, Cu, Pb n=20; p=0,05 (+ наличие достоверных различий; - отсутствие достоверных различий)

Пара сравнения	Черноземы			Урбостратоземы		
	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb
<0,25 мм / 1–2 мм	+	+	-	-	+	+
<0,25 мм / 3–5 мм	-	+	-	-	+	-
<0,25 мм / 5–7 мм	+	-	-	+	+	+
<0,25 мм / >10 мм	+	-	-	+	+	-
1–2 мм / 3–5 мм	-	+	+	-	-	-
1–2 мм / 5–7 мм	-	-	-	+	+	-
1–2 мм / >10 мм	+	-	-	-	-	-
3–5 мм / 5–7 мм	-	+	-	+	+	-
3–5 мм / >10 мм	+	+	-	+	-	-
5–7 мм / >10 мм	+	+	-	+	-	-

Таблица 9 – Медиана и среднее содержание кислоторастворимых форм Zn, Cu, Pb по структурным фракциям в черноземах и урбостратоземах, мг/кг

Структурная фракция	Показатель	Черноземы			Урбостратоземы		
		Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb
<0,25 мм	среднее	0,02	1,50	1,23	0,04	0,46	0,11
	медиана	0,01	1,28	1,20	0,03	0,23	0,07
1–2 мм	среднее	0,06	1,63	1,34	0,05	0,34	0,07
	медиана	0,06	1,39	1,29	0,04	0,20	0,07
3–5 мм	среднее	0,05	1,29	1,23	0,04	0,35	0,07
	медиана	0,03	1,25	1,23	0,03	0,20	0,07
5–7 мм	среднее	0,04	1,49	1,28	0,06	0,29	0,07
	медиана	0,02	1,23	1,22	0,07	0,18	0,07
>10 мм	среднее	0,07	1,56	1,19	0,05	0,25	0,07
	медиана	0,07	1,37	0,92	0,05	0,21	0,07

Максимумы валового содержания цинка обнаружены во фракции менее 0,25 мм, однако содержание кислоторастворимых форм в этой фракции минимальное. В связи с этим можно отметить значимость данной агрегатной

фракции в связывании цинка и нейтрализации токсического воздействия на биосферу. Вместе с тем высокое содержание агрегатов размеров $<0,25$ мм снижает противозерозионную стойкость почвы (Chen, 2005), что объективно может способствовать загрязнению сопредельных сред. Напротив, наибольшее содержание подвижных форм цинка приурочено к фракции >10 мм, в которой валовое количество этого металла минимальное.

Содержание кислоторастворимых форм меди увеличивается в агрегатных фракциях черноземов в ряду:

5–7; 3–5; $<0,25$; >10 ; 1–2 мм,

для урбостратоземов:

5–7; 1–2; 3–5; >10 ; $<0,25$ мм.

Фракция 5–7 мм характеризуется минимальным содержанием меди и в урбостратоземах, и в черноземах. В целом содержание подвижной меди ниже в урбостратоземах, чем в черноземах.

Содержание кислоторастворимых форм свинца увеличивается в агрегатных фракциях черноземов в ряду:

>10 ; $<0,25$; 5–7; 3–5; 1–2 мм,

в урбостратоземах:

5–7; 1–2; >10 ; $<0,25$; 3–5 мм.

Содержание кислоторастворимых форм свинца увеличивается в агрегатных фракциях черноземов в ряду: >10 ; $<0,25$; 5–7; 3–5; 1–2 мм, в урбостратоземах: 5–7; 1–2; >10 ; $<0,25$; 3–5 мм. Свинец – единственный из изученных металлов имеет различные фракции с минимальным его содержанием для подвижной формы в черноземах и урбостратоземах. Содержание кислоторастворимых форм свинца в агрегатных фракциях черноземов и урбостратоземов однородное.

4 ОЦЕНКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ И НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Для определения локальных территорий, где концентрации металлов превышают нормативные уровни и могут создавать потенциальную угрозу, а также предоставления визуальной информации о распределении тяжелых металлов в поверхностном горизонте почв различных функциональных зон Ростова-на-Дону, был проведен пространственный анализ с построением картосхем по каждому отдельно взятому изучаемому элементу. Для унификации интервалы были выстроены на основе коэффициента техногенной аномальности элемента:

$K_c = C_i \div C_{fi}$, где C_i – фактическое содержание i -го элемента в пробе, мг/кг; C_{fi} – фоновое содержание i -го элемента, мг/кг. За фоновое содержание приняты данные, приведенные в работе В. А. Акимцева с соавторами (1962).

А для дифференцированной оценки загрязнения были рассчитаны суммарный показатель загрязнения (СПЗ, или Z_c) по Саету (и суммарный показатель токсического загрязнения СПТЗ).

$Z_c = \sum K_{ci} - (n-1)$, где n – количество загрязняющих веществ.

$СПТЗ = \sum K_{ci} K_{T-} - (n-1)$, где K_T – коэффициент токсичности химического элемента, зависимый от его класса опасности. При этом для элементов второго класса опасности применяется $K_T=1,0$, для элементов третьего класса опасности $K_T=0,5$, а для элементов первого класса опасности $K_T=1,5$.

Картограмма пространственного распределения свинца в поверхностном слое почв Ростовской агломерации (рис.41) свидетельствует, что наибольшее накопление свинца наблюдается в историческом центре города, а также на основных трассовых развязках, на въездах в город, например в районе Ворошиловского моста. В данных местах зафиксированы значительные превышения фоновых значений содержания металла – в 3–19

раз. Ближе к периферии города содержание элемента постепенно снижается. Причем снижение прямо пропорционально развитости дорожно-транспортной сети и плотности дорожного трафика, что лишний раз подчеркивает ключевую роль автомобильных выхлопов, как основного источника поступления свинца в окружающую среду.

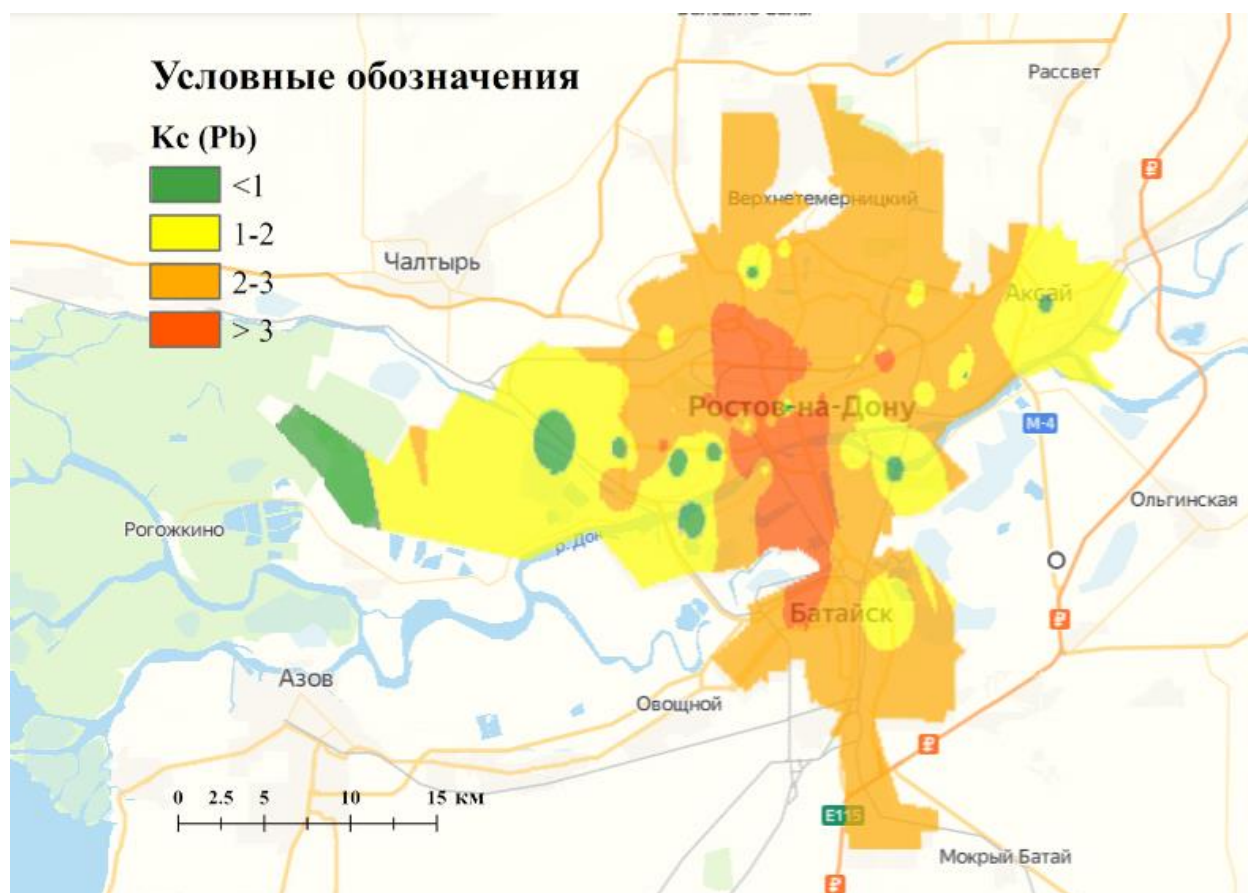


Рисунок 41 – Картограмма пространственного распределения свинца в поверхностном слое почв Ростовской агломерации

В дельте Дона, где распространены легкие по гранулометрическому составу аллювиальные отложения, содержание свинца меньше фонового значения, небольшие пятна таких низких значений зафиксированы и в Западном микрорайоне (Ботанический сад, пойма Темерника), на Зеленом острове.

Картограмма пространственного распределения меди в поверхностном слое почв Ростовской агломерации (рис. 42) показывает несколько иную картину. Во-первых, отсутствуют такие существенные превышения фоновых

значений, как по свинцу. Во-вторых, максимум, который не более, чем вдвое превышает фоновую величину, приурочен к массивам зеленых насаждений северо-восточной части Ростова-на-Дону и Батайска.

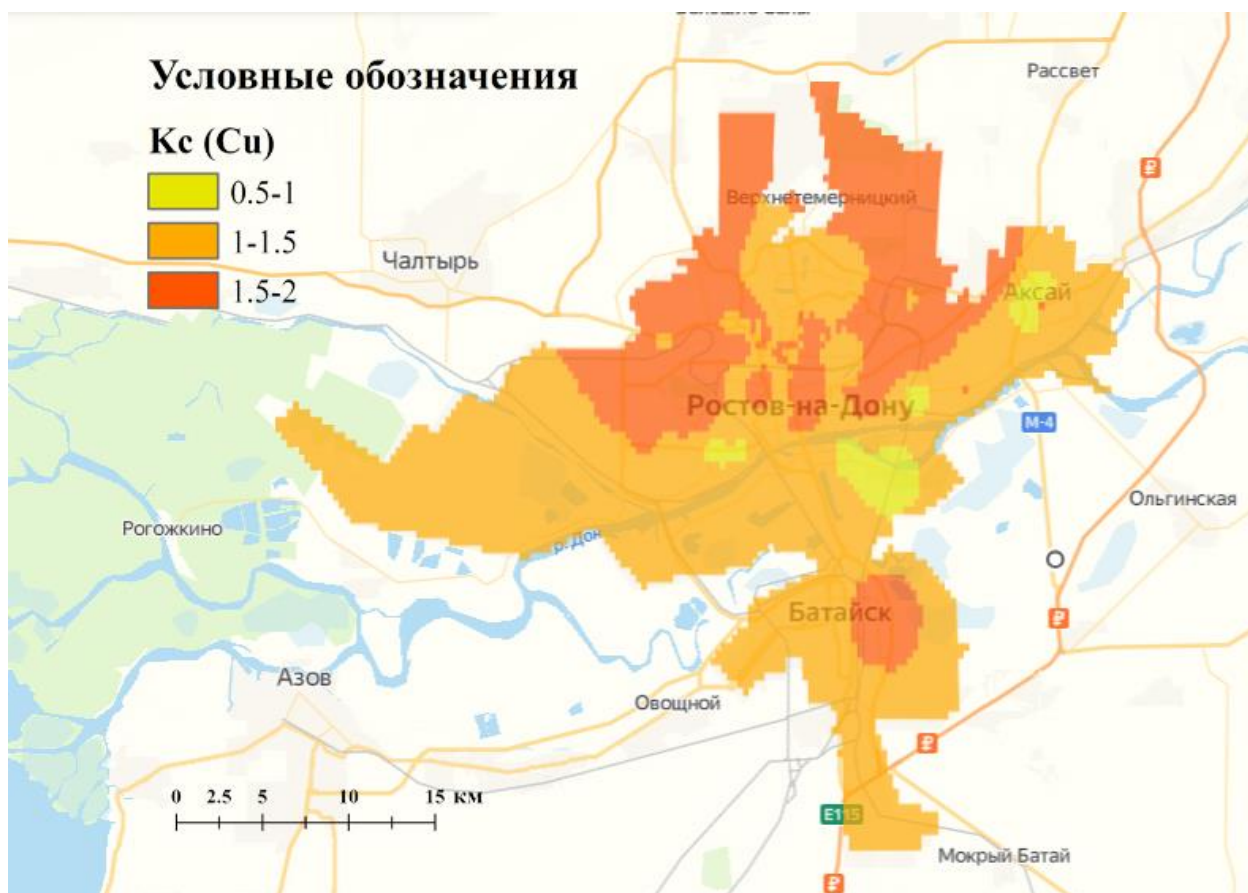


Рисунок 42 – Картограмма пространственного распределения меди в поверхностном слое почв Ростовской агломерации

Вероятно, повышенное содержание в этих частях городов обусловлено применением медьсодержащих препаратов, прежде всего медного купороса.

Крупные пятна с пониженным содержанием меди приходятся на территорию города Аксай (0.5–1 от фонового значения) и левобережья Дона, что характерно для всех рассмотренных элементов и обусловлено легким гранулометрическим составом пород. В целом почвы большей части агломерации характеризуются величинами содержания меди на уровне фона или несколько выше.

Картограмма пространственного распределения хрома в поверхностном слое почв (рис.43) обобщает ситуацию с содержанием хрома

в почвенном покрове Ростовской агломерации. На большей части территории концентрация хрома либо несколько выше фона, либо несколько ниже (Акимцев и др., 1962).

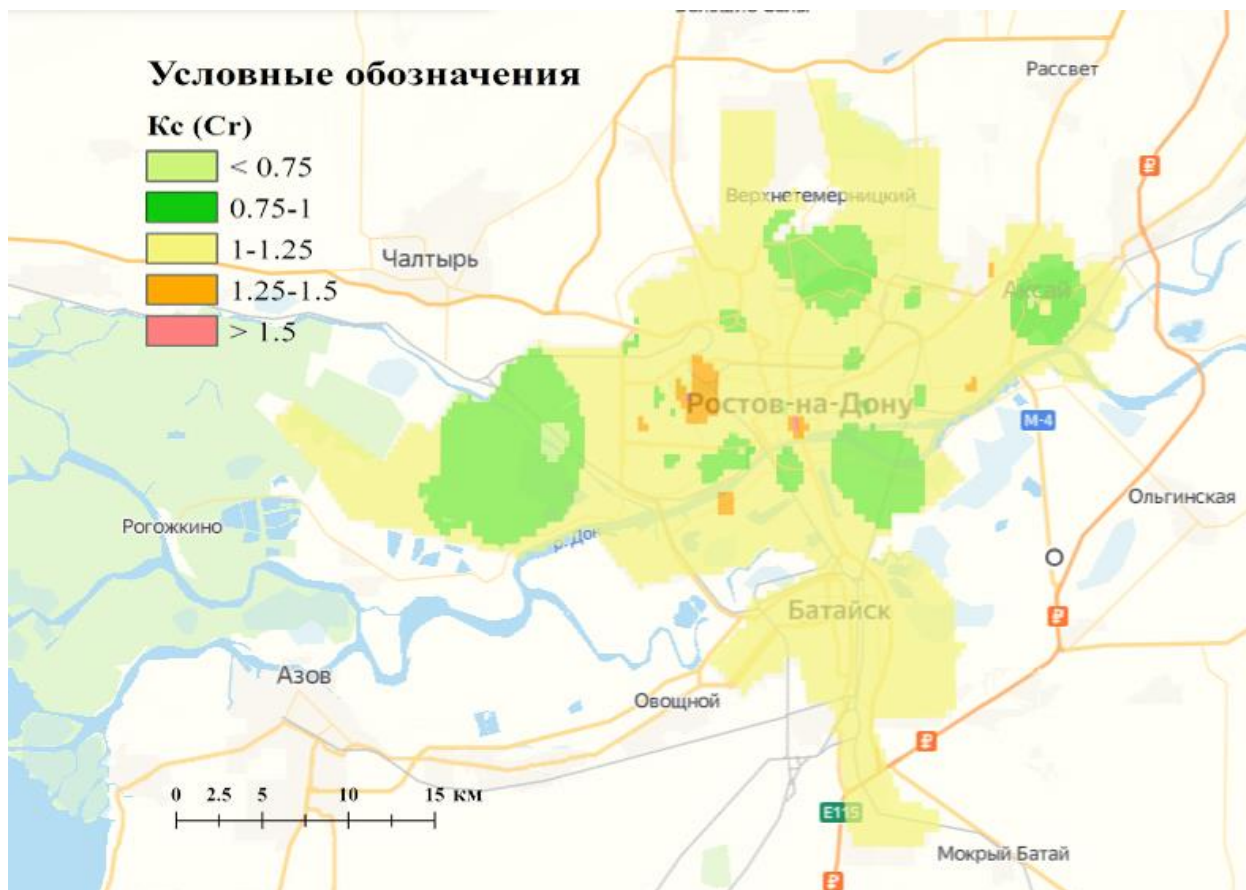


Рисунок 43 – Картограмма пространственного распределения хрома в поверхностном слое почв Ростовской агломерации

Наблюдается несколько пятен в центральной части города с содержанием, превышающим фоновое в 1.25–1.5 раза, все они приурочены к территориям производственных предприятий. На участках с развитой древесной растительностью (Ботанический сад ЮФУ, Щепкинский лес), содержание элемента снижается до диапазона значений от 0,75 до 1 единиц фонового содержания.

Картограмма пространственного распределения цинка в поверхностном слое почв Ростовской агломерации (рис. 44) подтверждает закономерности, установленные ранее: город характеризуется повышенным содержанием

цинка в поверхностном горизонте почв. Накопление этого металла наблюдается в почвах наиболее урбанизированных территорий города, на промышленных территориях левого берега Дона, а также вдоль основной ветки железной дороги южного направления. Очаги с превышением содержания элемента в более чем 3 фоновых значения встречаются по направлению к территории городского порта, завода «Красный котельщик», а также в сторону Батайска. Основным источником загрязнения почв цинком является ОАО Эмпилс, много десятилетий функционировавший фактически в центре города как «Химзавод Октябрьской революции» и производивший цинковые белила. Распространение ореола загрязнения на юг вплоть до Мокрого Батая явно идет по розе ветров вдоль открытого коридора железной дороги.

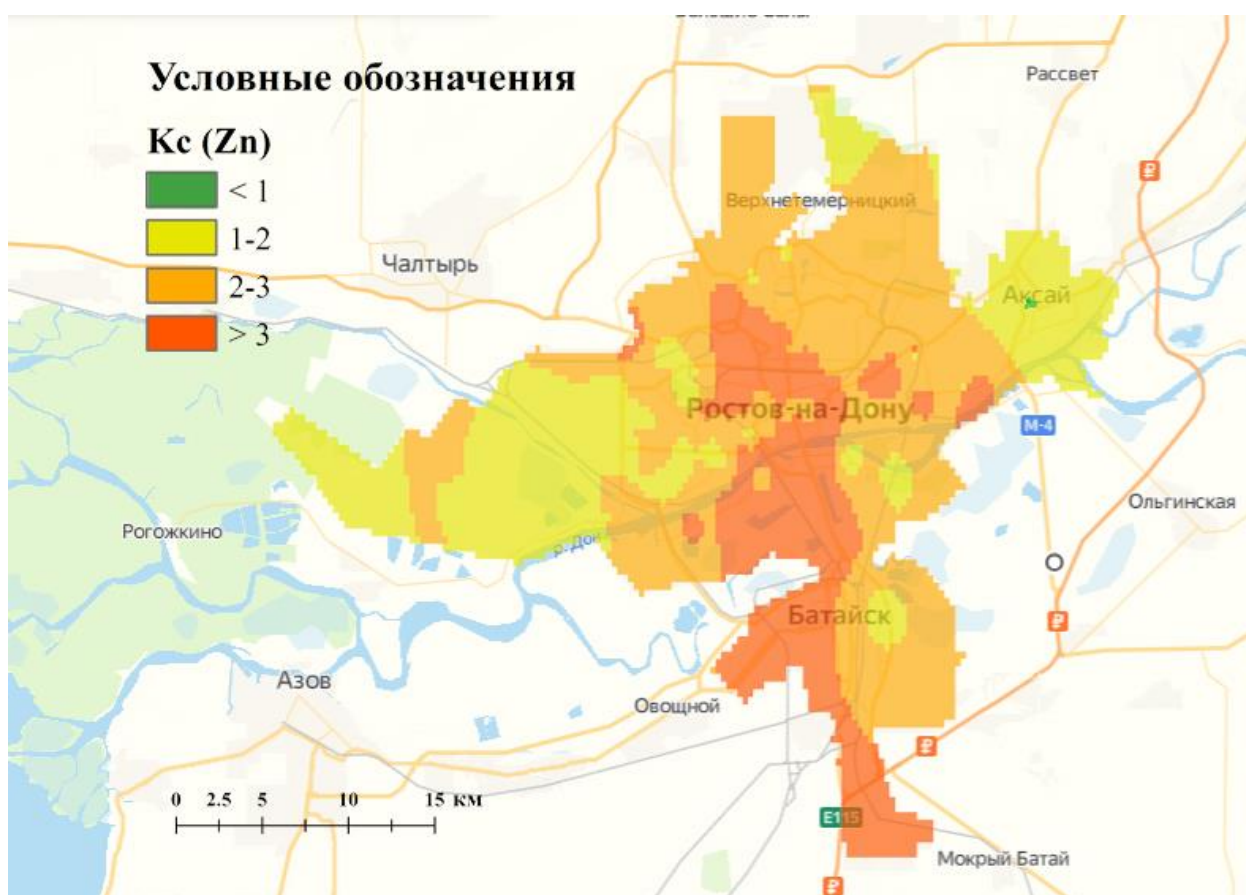


Рисунок 44 – Картограмма пространственного распределения цинка в поверхностном слое почв Ростовской агломерации

В сравнении с центром города, наименее загрязненными участками являются предместья Ростова-на-Дону, Щепкинский лес, Западный

жилмассив, а также территория города Аксай, но содержание элемента на данных областях является высоким относительно фонового значения (K_c от 1 до 2). Выявленные закономерности указывают на связь между развитием урбанизации, промышленности и источниками поступления металла в городские почвы. В селитебных зонах у цинка был получен наиболее высокий коэффициент техногенной концентрации (Приложение 4). Мелкие пятна с пониженным (менее фонового значения) валовым содержанием цинка приурочены к почвам облегченного гранулометрического состава.

На рисунке 45 представлено пространственное распределение марганца в поверхностном слое почв Ростовской агломерации.

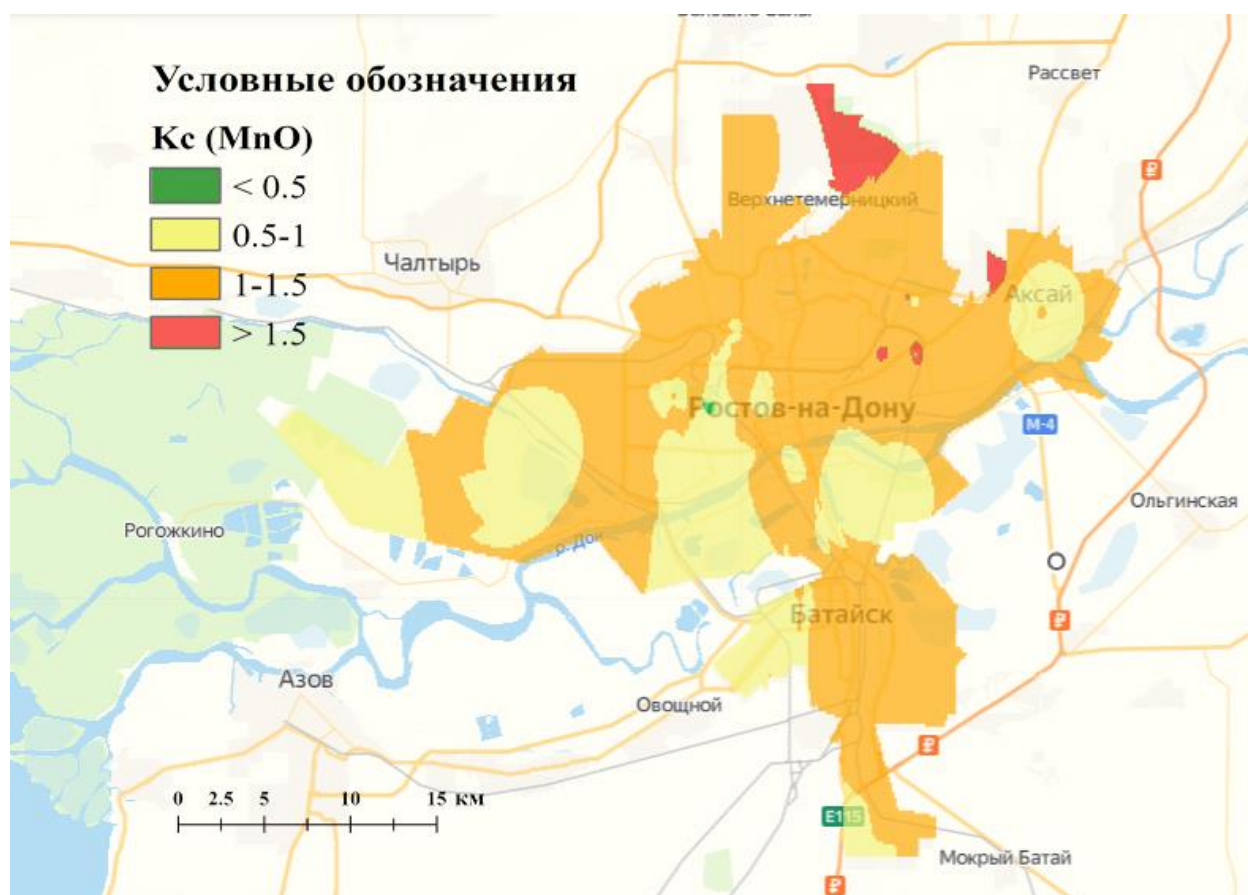


Рисунок 45 – Картограмма пространственного распределения марганца в поверхностном слое почв Ростовской агломерации

В наиболее урбанизированных районах города наблюдается превышение фоновых значений содержания марганца, в полтора раза. Повышенное содержание элемента, превышающее фон в 1,5 раза, выявлено

также на территории Щепкинского леса. Небольшие пятна с пониженным содержанием марганца приурочены к тем же участкам пойменных почв с легким гранулометрическим составом.

Суммарный показатель техногенной концентрации позволяет оценить территорию на предмет полиметалльного её загрязнения. Расчет этого коэффициента показал, что уровень загрязнения почвенного покрова Ростовской агломерации по шкале оценки загрязнения земель (Сает и др., 1990) минимальный (рис.46).

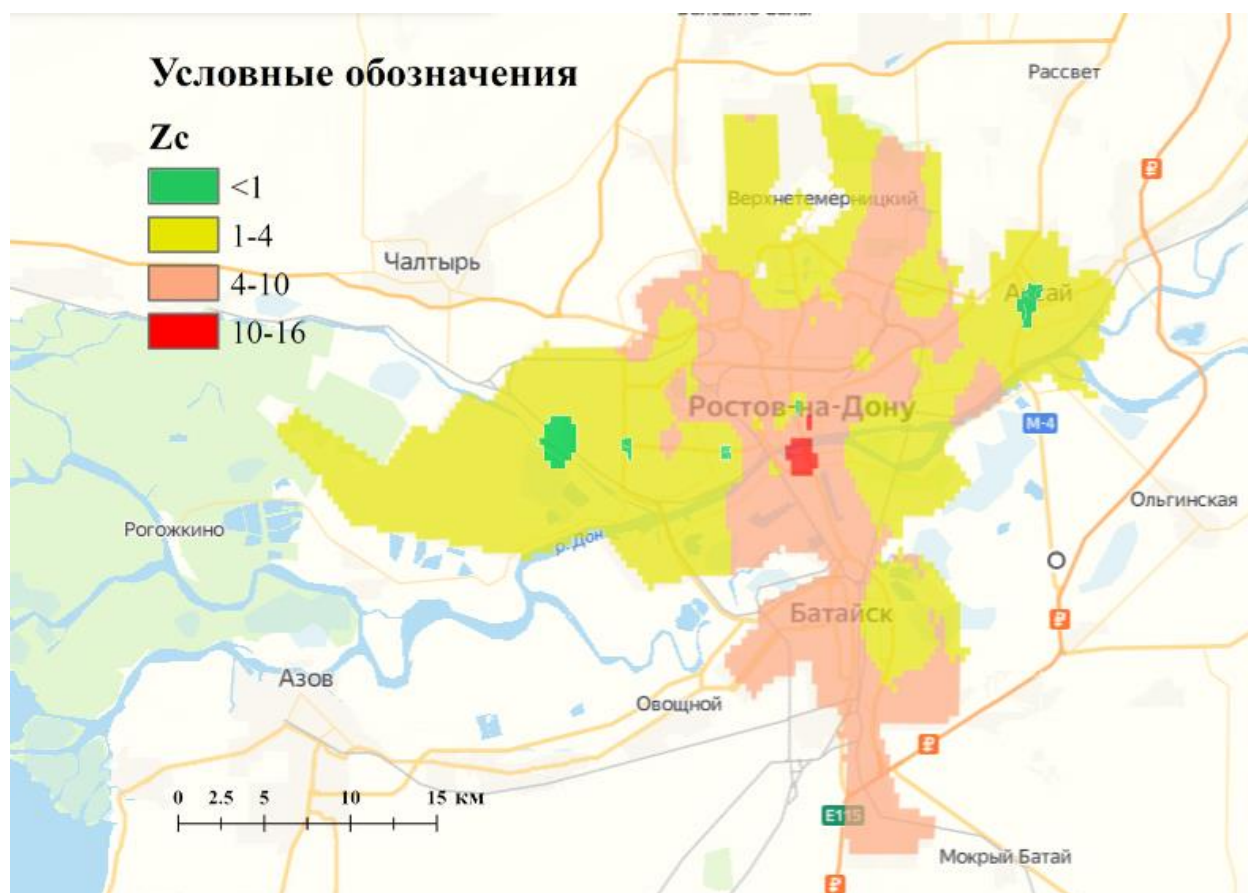


Рисунок 46 – Картограмма оценки загрязнения почв Ростовской агломерации по величине коэффициента техногенной концентрации Z_c

Территория с максимальной величиной Z_c (10–16), уровень загрязнения которой тем не менее оценивается как минимальный, приурочена к грузовым районам Ростовского порта на правом и левом берегу р. Дон.

Более дифференцированные результаты показал суммарный показатель токсического загрязнения. Основной вклад в величину СПТЗ вносят свинец и цинк за счет высоких показателей Z_c (приложение 4). Однако оценочная шкала по этому показателю не разработана, а если применить ту же оценочную шкалу, что существует для Z_c , то вывод такой же: минимальный уровень токсического загрязнения.

Рисунок 47 показывает, что несмотря на общую благоприятную обстановку, функциональные зоны Ростовской агломерации по этим двум оценочным показателям различаются. Селитебная и рекреационная зоны в среднем имеют одинаковые оценки по Z_c , показатель токсического загрязнения в рекреационной зоне чуть ниже, но это величины одного порядка. Промышленная зона характеризуется более высоким уровнем загрязнения, причем величины этих показателей в промышленной зоне в 1,6–1,7 раза выше, чем в селитебной и рекреационной.

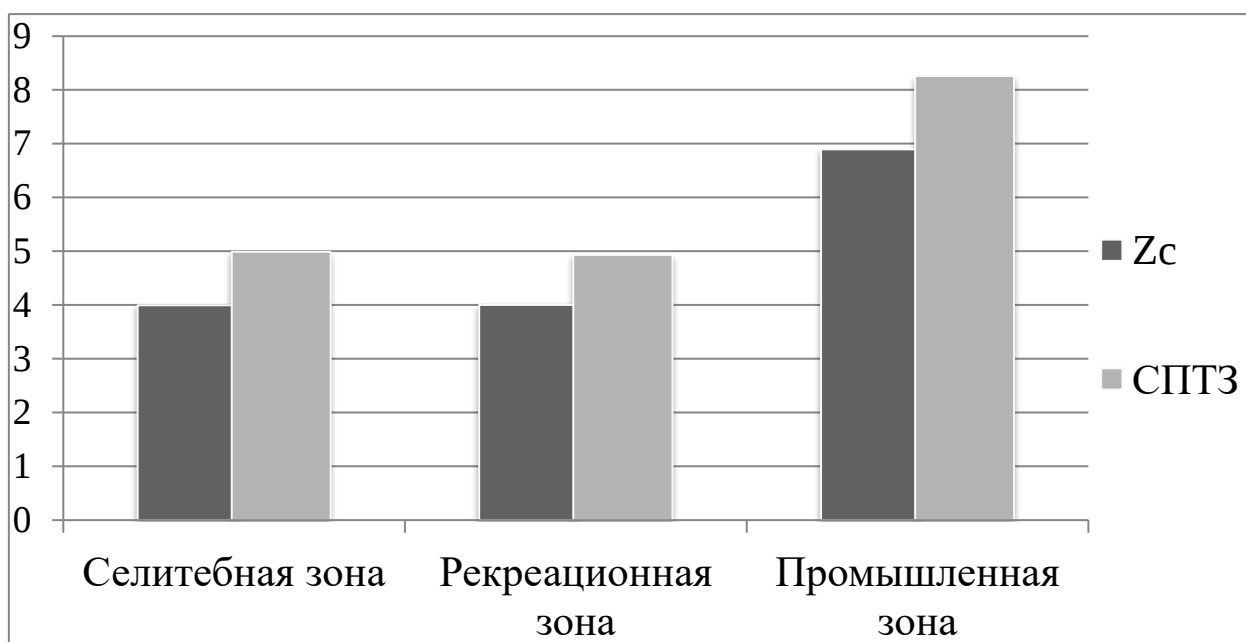


Рисунок 47 – Уровни показателей техногенного загрязнения в разных функциональных зонах Ростовской агломерации

Сравнение уровней техногенной концентрации рекреационных территорий, установленный нами, с литературными данными 20-летней давности (Приваленко, Безуглова, 2003) показало, что уровень загрязнения

на большей части участков вырос, хотя встречаются лесопарки, где картина обратная, но они приурочены к периферическим районам города (табл. 10).

Таблица 10 – Динамика показателей техногенной аномальности в почвах рекреационной зоны Ростова-на-Дону (1 – 1996–1998 гг. по Приваленко, Безуглова, 2003; 2 – 2016–2018 гг. наши данные)

Место заложения разреза	K _c								Z _c		СПТЗ	
	Mn		Zn		Cu		Pb					
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Западный ЖМ, пашня	0.7	1.2	2.4	2.4	1.3	1.5	1.5	2.3	2.9	4.4	3.6	5.3
ЗЖМ, физфак РГУ, залежь	0.9	1	1.6	1.8	1.7	1.7	2	1.8	3.2	3.3	4.0	4.1
ЗЖМ, парк Тружеников	0.9	0.9	1.6	1.5	2.7	1.5	3	1.3	5.2	1.2	6.2	1.5
ЗЖМ, пост ГБДД, пашня	1.2	1.2	1.6	4.5	1.3	1.9	1.5	2.7	2.6	7.3	3.3	8.6
ЗЖМ, ост. «Нефтекачка», залежь	1.2	1.3	3.2	1.4	2.7	1.6	2.5	1.1	6.6	2,4	7.8	3,0
СЖМ, Кладбище, залежь	0.9	1.2	1.6	1.6	1.3	1.7	1.5	1.3	2.3	2.8	3.0	3.6
Лесопарк, стадион СКА	0.9	0.9	2.4	2.1	2.7	1.7	1.5	5.2	4.5	6.9	5.4	8.1
п.Орджоникидзе-2, лесопарк	0.9	1.4	4.6	3.1	2.7	1.8	2.5	1.9	7.7	5.3	9.0	6.3
пос. Чкаловский, лесопарк	1.2	1.1	1.6	2.4	5	1.4	1	1.9	5.8	3.9	6.9	4.7
парк им. Островского	1.40	1.40	4.60	4.20	1.00	1.60	1.50	1.80	5.5	6.0	6.6	7.1
парк Революции	0.9	1.1	1.6	1.8	1.3	1.6	1.5	1.1	2.3	2.7	3.0	3.4
Аэропорт, лесопарк	1.2	1.5	1.6	1.7	1.3	2	1	1.8	2.1	4.0	2.7	4.9
Часовой завод, лесополоса	0.9	1.2	1.6	4.6	1.3	1.6	1.5	5.8	2.3	10.2	3.0	11.8
Сельмаш, лесопарк	1.1	1.2	2.5	5.1	1.3	1.7	1	5.3	2.9	10.3	3.6	12.0
Ботанический сад РГУ, залежь	1.2	1,3	1.6	2	1.7	1,9	1	2	2.5	3.1	3.2	4.1

Оценочный уровень не изменился: все территории остались в градации «минимальное загрязнение», но в ряде случаев произошел рост показателей загрязнения в несколько раз. Например, в почве лесополосы в районе филиала часового завода величина Z_c выросла 4,4 раза. В других точках рост не такой значительный, но тренд к увеличению явный.

Особый интерес представляют придорожные зоны городских территорий. Они принимают на себя основной прессинг от автомобильного транспорта, определенный вклад в загрязнение этих территорий вносят и дорожные работы, а в зимнее время обработка дорожного покрытия антигололедным покрытием. Изучение этих территорий показало, что даже в придорожных зонах имеются четкие различия в уровне загрязнения тяжелыми металлами (таблица 11).

Таблица 11 – Среднестатистическое валовое содержание тяжелых металлов и мышьяка ($M \pm m$) в почвах функциональных зон города Ростова-на-Дону, ppm (Bezuglova, Gorbov, Okolelova, Salnik, Tagiverdiev, Plakhov, 2019)

Cr	Mn	Co	Cu	Zn	As	Pb
Рекреационная зона						
100,1 $\pm$ 6,7	652,6 $\pm$ 50,8	11,8 $\pm$ 1,4	37,4 $\pm$ 2,9	209 $\pm$ 38,4	12,5 $\pm$ 2	41,1 $\pm$ 11,2
Селитебная зона						
94,9 $\pm$ 4,3	661,7 $\pm$ 26,8	11 $\pm$ 0,8	38,22 $\pm$ 1,6	161,1 $\pm$ 17,9	12 $\pm$ 1,2	33,8 $\pm$ 27,7
Промышленная зона (город)						
93 $\pm$ 7,3	682 $\pm$ 59,8	12 $\pm$ 12,3	38,5 $\pm$ 2,2	284,1 $\pm$ 76,3	17,2 $\pm$ 4,6	62,4 $\pm$ 20,2
Левобережье						
102,6 $\pm$ 8,9	586,3 $\pm$ 246,5	9,68 $\pm$ 0,9	33,35 $\pm$ 2,6	274,2 $\pm$ 77,7	10,9 $\pm$ 5,1	55,6 $\pm$ 21,4
ПДК ((ГН 2.1.7.2511-09)						
100	1500	50	132	220	10	130
Фоновое содержание (Акимцев и др., 1962)						
100	-	8	30	65	8	20

Рисунок 50 демонстрирует различия в уровне показателей Zс и СПТЗ в почвах придорожных территорий различных функциональных зон Ростовской агломерации. Полученные результаты свидетельствуют, что наиболее высокие концентрации Mn, Co, Sr, Pb наблюдаются в придорожных территориях промышленных зон (табл.11) и это четко отражается на величине показателей техногенной аномальности (рис.48). В то же время

превышение предельных допустимых концентраций обнаружено только по содержанию Zn (в промышленных и в нынешних селитебных зонах Левобережья) и As (превышения наблюдаются во всех изучаемых селитебных зонах).

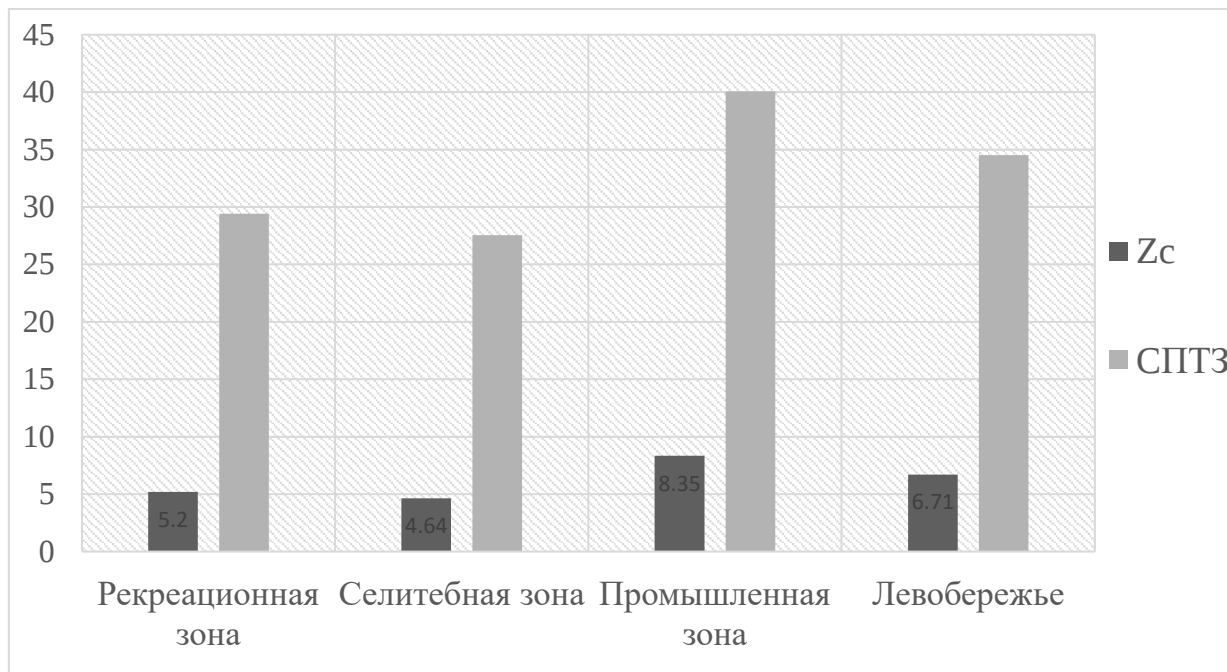


Рисунок 48 – Показатели техногенной аномальности в почвах придорожных территорий Ростова-на-Дону.

Если сравнить рисунки 47 и 48, то можно сделать вывод, что контрастность придорожных территорий заметно выше: величина СПТЗ значительно выше значений Zc. Причем самая большая разница в почвах придорожных территорий промышленной зоны.

Была проведена оценка взаимосвязи между содержанием ТМ и гранулометрическим составом, в качестве показателя которого взяли содержание частиц с диаметром менее 0,01 мм. С этой целью были рассчитаны коэффициенты корреляции Пирсона. Оказалось, что в рекреационной зоне, где антропогенное влияние минимальное, существует высокая отрицательная связь при ее статистической надежности между содержанием физической глины и кобальтом ($r = -0,86$; $t = 9,56$), медью ($r = -0,81$; $t = 6,75$), физической глины и марганцем ($r = -0,74$; $t = 4,62$). Источником этих элементов преимущественно является почвообразующая порода,

вероятно, отсюда их приуроченность к более крупным фракциям. Цинк и свинец – основные элементы-загрязнители, их присутствие в почве связано с техногенным влиянием, приуроченность в дисперсной части почвы – физической глине – выражена ярче: связь прямая, но сила связи умеренная, надежность низкая: для свинца $r=0,5$; $t=1,85$; для цинка $r=0,41$; $t=1,41$.

В почвах техногенных территорий установить корреляцию между содержанием тяжелых металлов и физической глиной не удалось.

ВЫВОДЫ

1. Для антропогенно-измененных почв Ростовской агломерации аккумуляция свинца характерна, прежде всего, для горизонтов урбик. Вниз по профилю содержание подвижных форм металла снижается, что связано с переходом поллютанта из подвижного в труднодоступное состояние в зоне карбонатного барьера. Такое распределение может указывать на то, что металл поступает в почву с транспортными выбросами выхлопных газов. Наибольшие концентрации подвижных форм поллютанта, превышающие ПДК, зафиксированы в почвах придорожных полос отчуждения и газонов улиц с высоким автомобильным трафиком. При антропогенном загрязнении проявляется связывающая роль карбонатов в отношении свинца: чем выше валовое содержание свинца, тем больше доля обменных соединений этого элемента в общем количестве. Эта закономерность была отмечена как в черноземах, так и в урбостратоземах.

2. Схожие закономерности наблюдаются и по подвижным формам меди. Максимумы накопления этого металла не превышают ПДК, но также приходится на горизонты урбик. В естественных почвах зоны рекреации медь распределена по профилю черноземов практически равномерно. Превышения ПДК валового содержания меди зафиксированы только в почвах под лесными посадками в Ботаническом саду ЮФУ и парке Авиаторов, по подвижным формам превышений ПДК не обнаружено. В черноземах концентрация подвижной меди увеличивалась с ростом содержания органического углерода. В урбостратоземах подвижность меди была ниже, но при загрязнении содержание обменных форм меди увеличивалось при низком общем содержании металла и низких значениях неорганического углерода.

3. Концентрация подвижных форм цинка увеличивается в нижней части профиля вплоть до значений, превышающих ПДК, что является результатом миграции этого металла из верхних горизонтов и его накоплением на карбонатном барьере. Высокое содержание цинка,

превышающее ПДК, обнаружено в поверхностных горизонтах селитебных зон, что обусловлено их загрязнением с атмосферным переносом. Для цинка выявлена закономерность, раскрывающая роль органического углерода в связывании этого металла. В черноземах миграционно-сегрегационных содержание обменного цинка увеличивалось с ростом содержания органического углерода. Однако, в антропогенно-измененных почвах такая связь отсутствовала.

4. Содержание кобальта и хрома значительно ниже, чем остальных элементов. Наибольшую подвижность элементы имеют в гумусово-аккумулятивных горизонтах. Превышений уровня ПДК по подвижным формам этих элементов в почвах Ростовской агломерации не обнаружено.

5. Накопление марганца наблюдается в насыпных или антропогенно-измененных горизонтах, вниз по профилю содержание элемента снижается во всех разрезах. Причем, в наиболее урбанизированных районах города наблюдается превышение содержания элемента в поверхностных горизонтах до полутора раз относительно фоновых значений. При низкой степени антропогенного влияния наблюдается обратная корреляция между концентрацией элемента и содержанием физической глины. Превышений ПДК по подвижным формам и ОДК валового содержания марганца не выявлено.

6. Профиль городских почв Ростовской агломерации характеризуется весьма неоднородным распределением подвижных форм тяжелых металлов. Тем не менее, установлено, что генезис горизонтов урбик сопряжен с накоплением не только валовых, но и подвижных форм свинца, цинка и меди, что свидетельствует о наличии загрязнения этими металлами.

7. В условиях городской среды, независимо от степени воздействия антропогенного фактора, прослеживается зависимость профильного распределения подвижных форм тяжелых металлов от гранулометрического состава, концентрации органического вещества (приуроченность к гумусово-аккумулятивным горизонтам), повышенного содержания карбонатов

кальция, наличия двучленности профиля за счет погребенных горизонтов, и многочленности за счет наличия нескольких разнохарактерных горизонтов урбик.

8. Максимальное концентрирование цинка наблюдается во фракциях $<0,25$ и 3–5 мм как в черноземах, так и в урбостратоземах Ростовской агломерации, напротив, медь и свинец сосредотачиваются в более крупных агрегатах черноземов. В урбостратоземах максимум валового количества свинца приурочен к глыбистым агрегатам, а меди к отдельностям размерностью 5–7 мм. Распределение подвижных соединений изученных металлов по фракциям структуры в целом диаметрально противоположно.

9. На территории Ростовской агломерации значительных превышений уровня ПДК по подвижным формам тяжелых металлов не выявлено, в целом загрязнение почвенного покрова оценивается как минимальное, но с учетом повышенных требований к экологическому состоянию почв ландшафтно-рекреационных территорий их уровень загрязнения оценивается как средний.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Акимцев, В.В. Содержание микроэлементов в почвах Ростовской области / В.В. Акимцев, А.В. Болдырева, С.Н. Голубев [и др.] // Микроэлементы и естественная радиоактивность: материалы 3-го межвузовского совещания– Ростов н/Д: Изд-во Ростовского университета, 1962. – С. 38–41.
2. Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
3. Артемьева, З.С. Органическое вещество и гранулометрическая система почвы / З.С. Артемьева. – М.: ГЕОС, 2010. – 240 с.
4. Архив погоды в городе Ростов-на-Дону [Электронный ресурс] // Погода и климат. – URL: <http://www.pogodaiklimat.ru/weather.php?id=34730> (дата обращения: 05.07.2023).
5. Бауэр, Т.В. Поглощение и стабилизация цинка и меди в черноземе обыкновенном карбонатном при поступлении их в форме различных соединений: автореф. дис. ... канд. биол. наук /Т.В. Бауэр. – М., 2018.– 25с.
6. Безрукова, А.С. Изучение влияния парковых насаждений Ботанического сада ЮФУ на параметры микроклимата / А.С. Безрукова, Б.Л. Козловский, М.В. Куропятников // Живые и биокосные системы. – 2018. – № 26. DOI 10.18522/2308-9709-2018-26-1.
7. Безуглова, О.С. Урбопочвоведение / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов, Д.Г. Невидомская. – Ростов-на-Дону: Южный Федеральный Университет, 2012. – 264 с.
8. Безуглова, О.С. Гумусовый профиль и микроэлементный состав почв рекреационных территорий г. Ростова-на-Дону / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, В.В. Приваленко // Почвоведение. – 2000. – № 9. – С. 1142–1148.
9. Безуглова, О.С. Классификация почв / О.С. Безуглова. – Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2009. – 128 с.

10. Безуглова, О.С. Особенности урбопедогенеза в черноземной зоне / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов // Роль почв в биосфере и жизни человека: Международная научная конференция: К 100-летию со дня рождения академика Г.В. Добровольского, к Международному году почв, Москва, 05–07 октября 2015 года. – Москва: ООО «МАКС Пресс», 2015. – С. 156–157.
11. Безуглова, О.С. Сравнительная характеристика методов определения органического углерода в почвах / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, А.В. Карпушова, С.С. Тагивердиев // Биологические науки. – 2014. – № 8. – С. 1576–1580.
12. Безуглова, О.С. Влияние города на почвообразование и свойства почв / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов // Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Том 1. Экология города Ростова-на-Дону. – Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. – С. 182–240.
13. Безуглова, О.С. Влияние города на свойства почв (на примере г. Батайска) / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, С.С. Тагивердиев // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. – 2011. – № 3 – С. 12.
14. Безуглова, О.С. Почвы Ростовской области: учеб. пособие / О.С. Безуглова, М.М. Хырхырова. – Ростов н/Д.: Изд-во Южн. фед. ун-та, 2008. – 352 с.
15. Бугров, С.В. Особенности накопления тяжелых металлов и металлоидов в почвах крупных рекреационных зон городов Самара и Сызрань / С.В. Бугров, Ю.В. Макарова, Н.В. Прохорова [и др.] // Самарский научный вестник – 2020. – Т. 9. – № 2 (31). – С. 26–31.
16. Бурачевская, М.В. Изменения фракционно-группового состава соединений свинца в условиях загрязнения почв / М.В. Бурачевская, В.А. Чаплыгин, Т.М. Минкина, Т.В. Бауэр [и др.] // Проблемы загрязнения объектов окружающей среды тяжелыми металлами: труды международной конференции (28–30 сентября 2022 г., Тула). – 2022. – Т. 28. – С. 151.

- 17.Бушуев, Н.Н. Накопление тяжёлых металлов растениями и мероприятия по рациональному использованию загрязнённых тяжёлыми металлами почв / Н.Н. Бушуев // Роль природообустройства сельских территорий в обеспечении устойчивого развития АПК: Материалы международной научно-практической конференции. М.: ФГОУ ВПО МГУП. – 2007. – С. 22–27.
- 18.Большаков, В.А. Словник. Термины, их краткое определение, справочные материалы по общей и почвенной экологии, географии и классификации почв / В.А. Большаков, В.П. Белобров, Л.Л. Шишов. – М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2004. – 138 с.
- 19.Вадюнина, А.Ф. Методы исследования физических свойств почвы / А.Ф. Вадюнина, З.Л. Корчагина. – М.: Агропромиздат, 1986. – 416 с.
- 20.Вахненко, Д.В. Антропогенная трансформация флоры Северо-Восточного Приазовья в пределах Ростовской городской агломерации: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Д.В. Вахненко. – Краснодар, 2000. – 18 с.
- 21.Водяницкий, Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах / Ю.Н. Водяницкий. – М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. – 96 с.
- 22.Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами / Ю.Н. Водяницкий, Д.В. Ладонин, А.Т. Савичев. – М.: Типография Россельхозакадемии, 2012. – 304 с.
- 23.Ворончихина, Е.А. Основы ландшафтной хемотропологии / Е.А. Ворончихина, Е.А. Ларионова. – Пермь: Издательство Пермского государственного национального исследовательского университета, 2002. – 146 с.
- 24.Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы 2.1.7.2041-06. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006.— 15 с.
- 25.Голизаде, Х. Исследование механизма генерации сероводорода в газоконденсатном месторождении бассейна Дехрам (юго-запад Ирана) / Х.

- Голизаде, Н.П. Фадеева, Е.А. Краснова // Сборник тезисов докладов Ломоносовские чтения 2021 (Секция геологии, подсекция геологии и геохимии горючих ископаемых), Москва, 2021. – С. 2.
- 26.ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб / Постановление Госкомитета СССР по стандартам от 21.12.1983, № 6393. – М.: Изд-во Стандарт информ, 2008. – 4 с. – (Система стандартов по информации, библиотечному и издательскому делу).
- 27.Горбов, С.Н. Почвенный покров Ростовской агломерации / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова. – Ростов-на-Дону – Таганрог: Издательство Южного федерального университета, 2019. – 188 с.
- 28.Горбов, С.Н. Тяжелые металлы и радионуклиды в почвах Ростовской агломерации / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова – Ростов-на-Дону – Таганрог: Издательство Южного федерального университета, 2020. – 124 с. DOI 10.18522/801273349 ISBN: 978-5-9275-3529-3.
- 29.Горбов, С.Н. Генотоксичность и загрязнение тяжелыми металлами естественных и антропогенно-измененных почв Ростова-на-Дону / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова, Т.В. Вардуни, А.В. Горовцов [и др.] // Почвоведение. – 2015. – № 12.– С. 1519–1529.
- 30.Горбов, С. Н. Генезис, классификация и экологическая роль городских почв Европейской части Юга России (на примере Ростовской агломерации): дис. ... докт. биол. наук / С. Н. Горбов. – М., 2018. – 488 с.
- 31.Дымов, А.А. Свойства почв и почвоподобных тел г. Воркута / А.А. Дымов, Д.А. Каверин, Д.Н. Габов // Почвоведение. – 2013. – № 2.– С. 240–248.
- 32.Земляницкий, Л.Т. Особенности городских почв и грунтов Акад. коммун. хозяйства им. К. Д. Памфилова / Л.Т. Земляницкий, И.А. Полтавская, Г.Г. Желдакова. – Москва: Изд-во М-ва коммун. хозяйства РСФСР, 1963. – 73 с.
- 33.Зубкова, Т.А. Роль почвы в оценке экологического состояния мегаполисов на примере Москвы / Т.А. Зубкова, Д.Н. Кавтарадзе // Проблемы

- трансформации естественных ландшафтов в результате антропогенной деятельности и пути их решения : Сборник научных трудов по материалам Международной научной экологической конференции, посвященной Году науки и технологий, Краснодар, 29–31 марта 2021 года. – Краснодар: Кубанский государственный аграрный университет имени И.Т. Трубилина, 2021. – С. 368–372.
- 34.Иванисова, Н.В. Парковые ландшафты степной зоны: монография / Н.В. Иванисова, Л.В. Куринская. – Ставрополь: Логос, 2019. – 184 с.
- 35.Иванисова, Н.В. Температурный режим почв придорожных ландшафтов / Н.В. Иванисова, Н.М. Давыденко, Л.В. Куринская // Экология урбанизированных территорий. – 2020. – № 4. – С. 89–95.
- 36.Иванов, В.В. Экологическая геохимия элементов. Кн. 3 / В.В. Иванов. – М.: Экология, 1996. – 351 с.
- 37.Ильин, В.Г. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах Новосибирской области / В.Г. Ильин, А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.
- 38.Казнина, Н.М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков: Ранние этапы онтогенеза: дис. ... канд. биол. наук / Н.М. Казнина. – Петрозаводск, 2003. – 144 с.
- 39.Киселева, Н.Н. Городская агломерация как фактор устойчивого развития городов-спутников (на примере Ростовской области) / Н.Н. Киселева, И.В. Митрофанова, А.А. Колоскова // Региональная экономика. Юг России. – 2021. – Т. 9. – № – 3. – С. 113–122. DOI 10.15688/re.volsu.2021.3.10.
- 40.Кожевина, Л.П. Д-элементы: особенности строения, свойств и сельскохозяйственного значения / Л.П. Кожевина // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2005. – № 3 (19). – С. 10–12.
- 41.Козлов, Н.Е. Введение в геохимию: Учеб. пособие по дисциплинам Общая геохимия и Прикладная геохимия для направления 553200 Геология и

- разведка полезных ископаемых // Н.Е. Козлов, А.А. Предовский. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2005. – 127 с.
42. Ковалева, Г.В. Оценка экологического состояния почв полуострова Муравьева-Амурского: дис. ... канд. биол. наук / Г.В. Ковалева. – Владивосток, 2011. – 166 с.
43. Колесников, С.И. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологическую активность черноземов обыкновенных Северного Приазовья и Западного Предкавказья / С.И. Колесников. – Ростов-на-Дону: РГУ, 1998. – 23 с.
44. Кошелева, Н.Е. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах / Н.Е. Кошелева, Н.С. Касимов, Д.В. Власов // Почвоведение – 2015. – № 5. – С. 536–553.
45. Кураева, И.В. Формы нахождения тяжелых металлов в техногеннозагрязненных почвах при полиэлементном загрязнении / И.В. Кураева // Вестник Днепропетровского университета «Геология. География». – 2014. – Т. 22. – № 3 (2). – С. 2–5.
46. Лурье, Ю.Ю. Справочник по аналитической химии / Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1979. – 480 с.
47. Манджиева, С.С. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона как показатель их экологического состояния: автореф. дис. ... канд. биол. наук / С.С. Манджиева. – Ростов-на-Дону, 2009. – 25 с.
48. Марковская, В.О. *Catalpa speciosa* (Warder ex Barney) Warder ex Engelm. и *Armeniaca vulgaris* Lam. в пространстве вегетационных индексов CARI, CRI2 и CSI5 / В.О. Марковская, П.А. Дмитриев, Б.Л. Козловский [и др.] // Живые и биокосные системы. – 2019. – № 27. – С. 9. DOI: 10.18522/2308-9709-2019-27-9
49. Минкина, Т.М. Аккумуляция тяжелых металлов разнотравной степной растительностью по данным многолетнего мониторинга / Т.М. Минкина, С.С. Манджиева, В.А. Чаплыгин [и др.] // Аридные экосистемы. – 2018. – Т. 24. – № 3(76). – С. 43–55.

50. Минкина, Т.М. Фракционно-групповой состав Mn, Cr, Ni и Cd в почвах техногенных ландшафтов (по мониторинговым наблюдениям) / Т.М. Минкина, Г.В. Мотузова, С.С. Манджиева [и др.] // Почвоведение. – 2013. – № 4. – С. 414–425.
51. Минкина, Т.М. Накопление и распределение тяжелых металлов в растениях зоны техногенеза / Т.М. Минкина, Г.В. Мотузова, Н.Н. Мирошниченко [и др.] // Агрохимия. – 2013. – № 9. – С. 65–75.
52. Минкина, Т.М. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС / Т.М. Минкина, О.Г. Назаренко, Г.В. Мотузова [и др.] // Агрохимия. – 2011. – № 6. – С. 68–77.
53. Минкина, Т.М. Состав соединений тяжелых металлов в почвах / Т.М. Минкина, Г.В. Мотузова, О.Г. Назаренко. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2009. – 208 с.
54. Минкина, Т.М. Тяжелые металлы в почвах и растениях устья реки Дон и побережья Таганрогского залива / Т.М. Минкина, Ю.А. Федоров, Д.Г. Невидомская [и др.] // Почвоведение. – 2017. – № 9. – С. 1074–1089.
55. Мосина, Л.В. Экологическая опасность загрязнения почвы тяжелыми металлами (на примере свинца) / Л.В. Мосина, Э.А. Довлетярова, С.Ю. Ефремова, Ж. Норвосурэн // Известия ПГПУ им. В.Г. Белинского. – 2012. – № 29. – С. 383–386.
56. Мотузова, Г.В. Экологический мониторинг почв: учебник / Г.В. Мотузова, О.С. Безуглова. – М.: Академический Проект – Гаудеамус, 2007. – 237 с.
57. Мынбаева, М.Г. Процессы самоорганизации при формировании пористых и поверхностных фаз в кристаллических полупроводниках при приложении внешних воздействий: дис. ... докт. физ.-мат. наук / М.Г. Мынбаева. – Санкт-Петербург, 2020. – 262 с.
58. Наквасина, Е.Н. Почвы Архангельска. Структурно-функциональные особенности, свойства, экологическая оценка / Е.Н. Наквасина, Ю.М. Пермогорская, Л.Ф. Попова. – Архангельск: Изд-во АГТУ, 2006. – 124 с.

59. Нечаева, Е.Г. Воздействие нефтедобывающей отрасли на почвенный покров Среднего Приобья / Е.Г. Нечаева // Современные проблемы загрязнения почв. Сб. мат-лов II Международ. научн. конф. М.: Изд-во Моск. ун-та. – 2007. – Т. 1. – С. 171–174.
60. Никифорова, Е.М. Фракционный состав соединений свинца в почвах Москвы и Подмосковья / Е.М. Никифорова, Н.Е. Кошелева // Почвоведение. – 2009. – № 8. – С. 940–951.
61. Орлов, Д.С. Химия почв / Д.С. Орлов. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 376 с.
62. Орлов, Д.С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова, Л.Н. Лозановская. – М.: Высшая школа, 2002. – 334 с.
63. Пампура, Т.В. Погребенные палеопочвы как фоновые объекты для оценки уровня загрязнения свинцом современных почв нижнего Поволжья / Т.В. Пампура, М. Мейли, К. Холм [и др.] // Почвоведение. – 2019. – № 1. – С. 43–60.
64. Петухов, А.С. Аккумуляция и миграция тяжелых металлов в почвах и растениях в условиях антропогенного загрязнения городской среды / А.С. Петухов, Г.А. Кремлева, Г.А. Петухова, Н.А. Хритохин // Труды Карельского научного центра РАН. – 2022. – № 3. – С. 53–66.
65. Пинский, Д.Л. Ионнообменные процессы в почвах / Д.Л. Пинский. – Пущино: Пущин. науч. центр РАН, 1997. – 164 с.
66. Понизовский, А.А. Механизмы поглощения свинца (II) почвами / А.А. Понизовский, Е.В. Мироненко // Почвоведение. – 2001. – № 4. – С. 418–429.
67. Минеев, В.Г. Практикум по агрохимии: Учеб. пособие для ун-тов по спец. «Агрохимия и почвоведение» / В. Г. Минеев [и др.]. – Москва : Изд-во МГУ, 1989. – 303 с.
68. Прасолов, Л.И. О черноземе Приазовских степей / Л.И. Прасолов // Почвоведение. – 1916. – № 1. – С. 23–46.

- 69.Приваленко, В.В. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Том 1. Экология города / В.В. Приваленко, О.С. Безуглова. – Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. – 290 с
- 70.Приваленко, В.В. Эколого-геохимические исследования городов Нижнего Дона / В.В. Приваленко [и др.]. – Ростов-на-Дону: Изд-во ГПП «Южгеология», 1993. – 288 с.
- 71.Андреев, С.С. Природа Ростова-на-Дону: Учебное пособие для учителей географии и биологии / С.С. Андреев и [и др.]. – Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 1999. – 261 с.
- 72.Плахов, Г.А. Оценка загрязнения почв Ростовской агломерации подвижными формами тяжелых металлов / Г.А. Плахов, С.Н. Горбов, О.С. Безуглова [и др.] // Охрана природной среды и эколого-биологическое образование : сборник материалов международной научно-практической конференции, Елабуга, 25–26 ноября 2015 года / под ред. В.В. Леонтьева. – Елабуга: Леонтьев В.В., 2015. – С. 52–56.
- 73.Плахов, Г.А. Оценка загрязнения антропогенно-преобразованных и естественных почв Ростовской агломерации подвижными формами тяжелых металлов / Г.А. Плахов, С.С. Тагивердиев, М.Н. Дубинина, Д.А. Козырев // Актуальные проблемы наук о земле. – 2016. – С. 425–428.
- 74.Плахов, Г.А. Миграция подвижных форм тяжелых металлов в почвенном профиле в условиях Ростовской агломерации / Г.А. Плахов // Почвы - стратегический ресурс России: Тезисы докладов VIII съезда Общества почвоведов им. В.В. Докучаева и Школы молодых ученых по морфологии и классификации почв, Сыктывкар / Отв. редакторы С.А. Шоба, И.Ю. Савин. Том Часть 3. – Москва-Сыктывкар: Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. – 2021. – С. 244–245.
- 75.Роева, Н.Н. Исследование динамики накопления подвижных форм тяжелых металлов, бензапирена и нефтепродуктов в почвах урбанизированных территорий / Н.Н. Роева, С.С. Воронич, А.Г. Хлопаев,

- Д.А. Зайцев [и др.] // Экология и промышленность России. – 2018. – Т. 22. – № 8. – С. 39–43.
- 76.Ромзайкина, О.Н. Анализ пространственного разнообразия экосистемных сервисов городских почв в условиях Московского мегаполиса: автореф. дис. ... канд. биол. наук / О.Н. Ромзайкина. – Москва, 2021. – 25 с.
- 77.Рэуце, К. Борьба с загрязнением почв / К. Рэуце, К. Кырстя. – М.: Агропромиздат, 1986. – 220 с.
- 78.Садовникова, Л.К. Показатели загрязнения почв тяжелыми металлами и неметаллами в почвенно-геохимическом мониторинге / Л.К. Садовникова, Н. Г. Зырин // Почвоведение. – 1985. – Т. 10. – С. 84–89.
- 79.Сает, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
- 80.Самохвалова, В.Л. Индикация и оценка загрязненной тяжелыми металлами системы почва – растение, используя биохимические показатели / В.Л. Самохвалова // Экологические проблемы промышленных городов: сб. научных трудов по материалам 8-й Международной научно-практической конференции. – 2017. – С. 196–201.
- 81.Сизов, А.П. Мониторинг и охрана городских земель: Учебное пособие / А.П. Сизов. – М.: Изд-во МИИГАиК, 2009. – 264 с.
- 82.Сорокин, А.Е. Особенности содержания тяжелых металлов в городских почвах / А.Е. Сорокин, В.И. Савич, Л.В. Мосина // Плодородие. – 2020. – № 4(115). – С. 60–63.
- 83.Тагивердиев, С.С. Структурное состояние антропогенно-измененных почв разных зон землепользования Ростовской агломерации / С.С. Тагивердиев, О.С. Безуглова, С.Н. Горбов // Фундаментальные исследования. – 2015. – №8 (1). – С. 47–53.
- 84.Тагивердиев, С.С. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах Ростовской агломерации / С.С. Тагивердиев, Г.А. Плахов, С.Н. Горбов, О.С. Безуглова // Сборник докладов IX Международной

- конференции аспирантов и студентов. Донецк: ДонНТУ, 2015. – С. 194–196.
85. Тагивердиев, С.С. Содержание и распределение органического и неорганического углерода в городских почвах Ростовской агломерации / С.С. Тагивердиев, П.Н. Скрипников, О.С. Безуглова, С.Н. Горбов [и др.] // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2020. – № 4 (208). – С. 118–129.
86. Тагивердиев, С.С. Влияние урбопедогенеза на морфологические и физические свойства почв Ростовской агломерации: автореф. дис. ... канд. биол. наук / С.С. Тагивердиев. – Ростов н/Д., 2020. – 24 с.
87. Федоринова, О.И. Засухоустойчивость видов рода *Asper L.* коллекции Ботанического сада ЮФУ в экстремальный по засухе 2020 год / О.И. Федоринова, Б.Л. Козловский, М.В. Куропятников // Живые и биокосные системы. – 2021. – № 36. DOI 10.18522/2308-9709-2021-36-4.
88. Хан, К.Ю. Устойчивость агрегатной структуры почв и ее экологическое значение / К.Ю. Хан, А.И. Поздняков, Б.К. Сон // Вестник ОГУ (биологические науки), Оренбург. – 2009. – № 10. – С. 202–204.
89. Чемерис, М.С. Почвенная эффективность утилизации осадков сточных вод совместно с эффективными микроорганизмами / М.С. Чемерис, Н.Ф. Кусакина // Современные проблемы загрязнения почв. М. – 2007. – С. 264–267.
90. Чухров, Ф.В. Гипергенные окислы марганца / Ф.В. Чухров, А.И. Горшков, В.А. Дриц. – М.: Наука, 1980. – 208 с.
91. Щеглов, Д.И. Марганец и цинк в почвах Каменной степи при различной степени гидроморфизма / Д.И. Щеглов, Н.С. Горбунова, Л.А. Семенова, О.А. Хатунцева // Вестник ВГУ, серия: Химия. Биология. Фармация. – 2012. – № 2. – С. 220–226.
92. Юдина, Е.В. Роль отдельных почвенных характеристик в аккумуляции тяжелых металлов (Zn, Cu, Pb, Cd) в условиях городской среды (на

- примере города Абакан) / Е.В. Юдина // Вопросы современной науки и практики. – 2018. – С. 9–18.
93. Ahmaruzzaman, M. Rice husk and its ash as low-cost adsorbents in water and wastewater treatment / M. Ahmaruzzaman, V.K. Gupta // *Industrial & Engineering Chemistry Research*. – 2011. – Vol. 50. – № 24. – P. 13589–13613.
 94. Ahn, H.R. Evaluation of NO_x Removal Efficiency of Concrete Members through Particulate Matter Precursor Reduction / H.R. Ahn, Y.K. Kim, S.W. Lee // *Int. J. Highw. Eng.* – 2020. – Vol. 22. – P. 1–11.
 95. Ahuti, S. Industrial growth and environmental degradation / S. Ahuti // *International Education and Research Journal*. – 2015. – Vol. 1. – № 5. – P. 5–7.
 96. Ali, A. *Acacia nilotica*: a plant of multipurpose medicinal uses / A. Ali, N. Akhtar, B. A. Khan, M. S. Khan [et al.] // *Journal of medicinal plants research*. – 2012. – Vol. 6. – № 9. – P. 1492–1496.
 97. Amanullah, M. Soil amendments for heavy metal immobilization using different crops / M. Amanullah, A. Ali, W. Ping, W. Quan [et al.] // *Soil Science: Agricultural and Environmental Prospectives*. – 2016. – P. 371–399.
 98. Arthur, M.A. The influence of the invasive shrub, *Lonicera maackii*, on leaf decomposition and microbial community dynamics / M.A. Arthur, S.R. Bray, C.R. Kuchle, R.W. McEwan // *Plant Ecology*. – 2012. – Vol. 213. – P. 1571–1582.
 99. Baveye, P.C. Hydropedology, biohydrology, and the compartmentalization of hydrology into sub-disciplines: Necessary evolution or dispersal of efforts? / P.C. Baveye // *Journal of Hydrology*. – 2011. – Vol. 406. – № 3-4. – P. 137–140.
 100. Baveye, P.C. Urban soil functions and ecosystem services / P.C. Baveye, N.E. Palyvos // *Ecology and Ecosystem Services*. – 2017. – P. 277–293.
 101. Berti, W.R. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications / W.R. Berti, L.W. Jacobs // *American*

- Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1996. – Vol. 25. – № 5. – P. 1025–1032.
102. Bezuglova, O.S. Accumulation and migration of heavy metals in soils of the Rostov region, south of Russia / O.S. Bezuglova, S.N. Gorbov, S.A. Tischenko, A.S. Aleksikova [et al.] // *Journal of Soils and Sediments*. – 2016. – Vol. 16. – P. 1203–1213. DOI 10.1007 / s11368-015-1165-8.
 103. Bhanse, P. Role of plant growth-promoting rhizobacteria in boosting the phytoremediation of stressed soils: Opportunities, challenges, and prospects / P. Bhanse, M. Kumar, L. Singh, M.K. Awasthi [et al.] // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 303. – P. 134954.
 104. Bings, N.H. Atomic spectroscopy / N.H. Bings // *Anal. Chem.* – 2004. – Vol. 76. – № 12. – P. 3313–3336.
 105. Bockheim, J.G. Nature and properties of highly disturbed urban soils. Philadelphia, Pennsylvania / J.G. Bockheim // Div. S-5, Soil Science Society of America, Chicago, Illinois. – 1974.
 106. Bolan, N. Remediation of heavy metal (loid) s contaminated soils—to mobilize or to immobilize? / N. Bolan, A. Kunhikrishnan, R. Thangarajan [et al.] // *Journal of hazardous materials*. – 2014. – Vol. 266. – P. 141–166.
 107. Bonten, L.T.C. Use of speciation and complexation models to estimate heavy metal sorption in soils / L.T.C. Bonten, J.E. Groenenberg, L. Weng, and W.H. van Riemsdijk // *Geoderma*. – 2008. – Vol. 146. – № 1–2. – C. 303–310.
 108. Brink, P.J. Accumulation and effects of heavy metals in the water, sediment and fish in the Olifants River, Mpumalanga, South Africa / P.J. Brink, S. Denys, D.A. Zemo, H.E. Mtimunye [et al.] // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2017. – Vol. 189(3). P. 97.
 109. Bulaev, A.G. Methods of biotechnology for decontamination of metallurgical sewages / A.G. Bulaev, N.V. Pimenov // *Biotechnology in Russia*. – 2015. – № 3. – P. 8–29.

110. Burghardt, W. Main characteristics of urban soils // W. Burghardt // In Soils within cities – global approaches to their sustainable management—composition, properties, and functions of soils of the urban environment. – 2017. – P. 19–26.
111. Burrow, C. Influence of connectivity and topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: a field study / C. Burrow // Appl Soil Ecol. – 2017. – Vol. 123. – P. 416–419.
112. Butler, S.M. Soil warming alters nitrogen cycling in a New England forest: implications for ecosystem function and structure / S.M. Butler, J.M. Melillo, J.E. Johnson [et al.] // Oecologia. – 2012. – Vol. 168. – P. 819–828.
113. Byrne, L.B. Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology / L.B. Byrne // Urban Ecosystems. – 2007. – Vol. 10. – P. 255–274.
114. Calfapietra, C. Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress / C. Calfapietra, J. Peñuelas, U. Niinemets // Trends Plant Sci. – 2015. – Vol. 20. – P. 72–75.
115. Carreiro, M.M. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition / M.M. Carreiro, R.L. Sinsabaugh, D.A. Repert, D.F. Parkhurst // Ecology. – 2000. – Vol. 81. – № 9. – P. 2359–2365.
116. Carreiro, M.M. Carbon and nitrogen cycling in soils of remnant forests along urban-rural gradients: case studies in the New York metropolitan area and Louisville, Kentucky / M.M. Carreiro, R.V. Pouyat, C. Tripler, W. Zhu // In: McDonnell MJ, Hahs A, Breuste J (eds) Ecology of cities and towns: a comparative approach. Cambridge University Press, Cambridge. – 2009. – P. 308–328.
117. Su, C. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques / C. Su, L.Q. Jiang, W.J. Zhang // Environmental Skeptics and Critics. – 2014. – Vol. 3. – № 2. – P. 24–38.
118. Doolittle, J. Using ground penetrating radar to characterize a landfill site / J. Doolittle, L. Hernandez, J. Galbraith // Soil Surv Horizons. – 1997. – Vol. 38. – P. 60–67.

119. Carr, R. Identification and mapping of heavy metal pollution in soils of a sports ground in Galway City, Ireland, using a portable XRF analyzer and GIS / R. Carr, C. Zhang, N. Moles, M. Harder // *Environ Geochem Health*. – 2007. – Vol. 30. – P. 42–52.
120. Chanpiwat, P. Arsenic and other metals' presence in biomarkers of Cambodians in arsenic contaminated areas / P. Chanpiwat, S. Himeno, S. Sthiannopkao // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. – 2015. – Vol. 12. – P. 14285–14300.
121. Chen, T.B. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China / T.B. Chen, Y. Zheng, M. Lei, Z. Huang, [et al.] // *Chemosphere*. – 2005. – № 60. – P. 542–551. DOI 10.1016/j.chemosphere.2004.12.072.
122. Chen, Y. Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity / Y. Chen, S.D. Day, A.F. Wick, K.J. McGuire // *Sci Total Environ*. – 2014. – Vol. 494. – P. 329–336.
123. Chen, Y. Pavement-induced soil warming accelerates leaf budburst of ash trees / Y. Chen, X. Wang, B. Jiang, N. Yang [et al.] // *Urban For Urban Greening*. – 2016. – Vol. 16. – P. 36–42.
124. Craine, J.M. Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay / J.M. Craine, N. Fierer, K.K. McLauchlan // *Nat Geosci*. – 2010. – Vol. 3. – P. 854–857.
125. Dixon, J.B. Manganese minerals in surface environments / J.B. Dixon, H.C.W. Skinner // *Biomineralization processes of Fe and Mn*. – 1992. – Vol. 21. – P. 31–50.
126. Drouin, M. Linkage between exotic earthworms, understory vegetation, and soil properties in sugar maple forests / M. Drouin, R. Bradley, L. Lapointe // *For Ecol Manag*. – 2016. – Vol. 364. – P. 113–121.
127. Duzgoren-Aydin, N.S. Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China / N.S. Duzgoren-Aydin, C.S.C.

- Wong, A. Aydin, Z. Song [et al.] // Environmental Geochemistry and Health. – 2006. – № 28. – P. 375-391. DOI 10.1007/s10653-005-9036-7.
128. Emmirich, W.E. Solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils // W.E. Emmirich, L.J. Lund, A.L. Page, A.C. Chang // American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. – 1982. – Vol. 11. – № 2. – P. 178–181.
 129. Ehrenfeld, J.G. Ecosystem consequences of biological invasions / J.G. Ehrenfeld // Annual review of ecology, evolution, and systematics. – 2010. – Vol. 41. – P. 59–80.
 130. Farfel, M.R. Biosolids compost amendment for reducing soil lead hazards: a pilot study of Orgro® amendment and grass seeding in urban yards / M.R. Farfel, A.O. Orlova, R.L. Chaney [et al.] // Science of the total environment. – 2005. – Vol. 340. – P. 81–95.
 131. Findlay, S. Effects of damage to living plants on leaf litter quality / S. Findlay, M. Carreiro, V. Krischik, C. Jones // Ecological Applications. – 1996. – Vol. 6. – № 1. – P. 269–275.
 132. Gautam, A.K Smut fungi: a compendium of their diversity and distribution in India / A.K. Gautam, R.K. Verma, S. Avasthi, Sushma [et al.] // MycoAsia. – 2021. – № 1. – P. 1–34.
 133. Goswami, S. Organochlorine pesticide residues and other toxic substances in salted Tenuulosa ilisha L.: Northeastern part of India / S. Goswami, K. Manna //Foods & Raw Materials. – 2021. – Vol. 9. – № 2.
 134. Grabosky, J. Response of two oak species to reduction pruning cuts / J. Grabosky, E.F. Gilman // Arboriculture and Urban Forestry. – 2007. – Vol. 33. – P. 360–366.
 135. Gray, C.W. Soil Factors Affecting Heavy Metal Solubility In Some New Zealand Soils / C.W. Gray, R.G. McLaren // Water, Air, and Soil Pollution. – 2006. – Vol. 175. – P. 3–14.

136. Garthwaite, R.L. Population genetics of *Armadillidium vulgare* in Europe and North America / R.L. Garthwaite, R. Lawson, C. Sassaman // *Crustacean Issues* – 1995. – Vol. 9. – P. 145–199.
137. . Gregg, J.W. Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City / J.W. Gregg, C.G. Jones, T.E. Dawson // *Nature*. –2003. – Vol. 424. –P. 183–187.
138. Gorbov, S.N. Enzyme activity of soils in urban landscapes of the lower Don area, Southern Russia / S.N. Gorbov, A.V. Gorovtsov, O.S. Bezuglova, M.A. Anisimova [et al.] // *Land Degradation & Development*. – 2020. – Vol. 32. – №. 4. – P. 1618–1631. DOI 10.1002/ldr.3752.
139. Groenenberg, R.M. Flow-deposit interaction in submarine lobes: Insights from outcrop observations and realizations of a process-based numerical model / R.M. Groenenberg, D.M. Hodgson, A. PrÈlat, S.M. Luthi [et al.] // *Journal of Sedimentary Research*. – 2010. – Vol. 80. – P. 252–267.
140. Gupta, C. Production of cellulase enzyme from isolated fungus and its application as an efficient refining aid for the production of security paper / C. Gupta, P. Jain, D. Kumar, A.K. Dixit [et al.] // *Int J Appl Microbiol Biotechnol Res*. – 2015. – Vol. 3. – № 1. – P. 11–19.
141. Hansel, C.M. Secondary mineralization pathways induced by dissimilatory iron reduction of ferrihydrite under advective flow / C.M. Hansel, S.G. Benner, J. Neiss, A. Dohnalkova [et al.] // *US Department of Energy Publications*. – 2003. – Vol. 67. – № 16. – P. 2977-2992.
142. He, Z. Energy output modalities of shockwave lithotripsy in the treatment of urinary stones: escalating or fixed voltage. A systematic review and meta-analysis / Z. He, T. Deng, S. Yin, Z. Xu [et al.] // *Minimally Invasive Surgery Center*. – 2019. – Vol. 38. – P. 2443–2453.
143. Herrmann, D.L. Vacant urban lot soils and their potential to support ecosystem services / D.L. Herrmann, W.D. Shuster, A.S. Garmestani // *Plant Soil*. – 2017. – Vol. 413(1–2). – P. 45–57.

144. Hobbs, R.J. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order / R.J. Hobbs, S. Arico, J. Aronson // *Global ecology and biogeography*. – 2006. – Vol. 15. – P. 1–7.
145. Hornung, E. Establishment of a Mediterranean isopod (*Chaetophiloscia sicula* Verhoeff, 1908) in a North American temperate forest / E. Hornung, K. Szlavecz. // *Crustaceana Monogr.* – 2003. – Vol. 2. – P. 181–189.
146. Howard, J.L. Effects of anthropogenic particles on the chemical and geophysical properties of urban soils, Detroit, Mich / J.L. Howard, K.M. Orlicki // *Soil Sci.* – 2015. – Vol. 180. – P. 154–166.
147. Huang, X. A model-independent data assimilation (MIDA) module and its applications in ecology /X. Huang, D. Lu, D.M. Ricciuto, P.J. Hanson [et al.] // *Model Dev.* – 2021. – Vol. 14. – № 8. – P. 5217–5238. DOI 10.5194/gmd-14-5217-2021.
148. Huot, H. Pedogenetic trends in soils formed in technogenic parent materials / H. Huot, M.A. Simonnot, J.L. Morel // *Soil Sci.* – 2015. – Vol. 180. – P. 182–192.
149. Jaishankar, M. Toxicity, mechanism, and health effects of some heavy metals / M. Jaishankar, T. Tseten, N. Anbalagan, B. B. Mathew [et al.] // *Interdisciplinary Toxicology*. – 2014. – Vol. 7(2). – P. 60–72.
150. Jiao, N. Mechanisms of microbial carbon sequestration in the ocean — Future research directions / N. Jiao, C. Robinson, F. Azam, H. Thomas [et al.] // *Biogeosciences*. – 2014. – Vol. 11. – P. 5285–5306. DOI 105194/bg-11-5285-2014.
151. Jo, I. Linking above- and belowground resource use strategies for native and invasive species of temperate deciduous forests / I. Jo, J.D. Fridley, D.A. Frank. // *Biol Invasions*. – 2015. – Vol. 17. – P. 1545–1554.
152. Johnson, J. The contemporary anthropogenic chromium cycle / J. Johnson, L. Schewel, T.E. Graedel // *Environ. Sci. Technol.* – 2006. – Vol. 40. – P. 7060–7069.

153. Jochner, S. Urban phenological studies—past, present, future / S. Jochner, A. Menzel // *Environ Pollut.* – 2015. – Vol. 203. – P. 250–261.
154. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soils and Plants / A. Kabata-Pendias, H. Pendias. – Boca Raton: CRC Press, 2011. – 520 p.
155. Kaushal, S.S. The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions / S.S. Kaushal, K.T. Belt // *Urban Ecosyst.* – 2012. – Vol. 15(2). – P. 409–435.
156. Kelly, J. Urban Geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain / J. Kelly, I. Thornton, P.R. Simpson // *Applied Geochemistry.* – 1996. – № 11. – P. 363e370. DOI 10.1016/0883-2927(95)00084-4.
157. Kirkham, M.B. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments / M.B. Kirkham // *Geoderma.* – 2006. – Vol.137. – P. 19–32.
158. Korsos, Z. Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest / Z. Korsos, E. Hornung, J. Kotschan, K. Szlavecz // *Annales Historico Naturales Musei Nationalis Hungarici.* – 2002. – Vol. 94. – P. 193–208.
159. Kourtev, P.S. Experimental analysis of the effect of exotic and native plant species on the structure and function of soil microbial communities / P.S. Kourtev, J.G. Ehrenfeld, M. Häggblom // *Soil Biol Biochem.* – 2003. – Vol. 35(7). – P. 895–905.
160. Niesiobedzka, K. Mobile forms and migration ability of Cu, Pb, and Zn in a forestry system in Poland / K. Niesiobedzka // *Environmental Earth Sciences.* – 2016. – Vol. 75. – P. 1–8.
161. Kumpiene, J. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review / J. Kumpiene, A. Lagerkvist, C. Maurice // *Waste Manag.* – 2008. – Vol. 28. – P. 215–225.

162. Kushwaha, P. A Study on the Farm Asset Structures, Cropping Pattern, and Cropping Intensity of Sample Farms in Ghazipur District of Eastern Uttar Pradesh, India / P. Kushwaha, H.P. Choudhri, G.P. Singh, A.K. Ranjan // International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences. – 2018. – Vol. 7. – № 3. – P. 971–978.
163. Lovett, G.M deposition along an urban-rural gradient in the New York City metropolitan area / G.M. Lovett, M.M. Tranor, R.V Pouyat, M. M. Carreiro [et al.] // Environ Sci Technol. – 2000. – Vol. 34. – P. 4294–4300.
164. Lamb, M. The persistence of waterfalls in fractured rock / M. Lamb, W.E. Dietrich // Geological Society of America Bulletin. – 2009. – Vol. 121. – № 7–8. – P. 1123–1134. DOI 10.1130.
165. Liao, C. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis / C. Liao, R. Peng, Y. Luo [et al.] // New Phytol. – 2008. – Vol. 177. – P. 706–714.
166. Lei, M. Long non-coding RNA TUG1 sponges microRNA-9 to protect podocytes from high glucose-induced apoptosis and mitochondrial dysfunction via SIRT1 upregulation / M. Lei, G. Ke, Y. Wang, D. Luo [et al.] //Experimental and Therapeutic Medicine. – 2022. – Vol. 23. – №. 3. – P. 1–9.
167. Lindroth, C.H. The faunal connections between Europe and North America / C.H. Lindroth. – Wiley: New York, 1957. – 344 p.
168. Madre, F. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods / F. Madre, A. Vergnes, N. Machon, P. Clergeau // Ecological Engineering – 2013. – Vol. 57. – P. 109–117.
169. Ma, D.L. Chemical composition, energy, and amino acid digestibility in 7 cottonseed co-products fed to growing pigs / D.L. Ma, X.K. Ma, L. Liu, S. Zhang. // Journal of Animal Science – 2018. – Vol. 96 (4). – P. 1338–1349.
170. Manceau, A. Quantitative Zn speciation in smelter-contaminated soils by EXAFS spectroscopy / A. Manceau, B. Lanson, M.L. Schlegel, J.C. Harge [et al.] // American J. Sci. – 2000. – Vol. 300. – P. 289–343.

171. Manta, D.S. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy / D.S. Manta, M. Angelone, A. Bellanca, R. Neri [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2002. – № 300. – P. 229–243. DOI 10.1016/S0048-9697(02)00273-5.
172. McBride, R.G. Reactions controlling heavy metals' solubility in soils / R.G. McBride, D.V. Crawford // *Advances in Soil Science*. – 1989. – Vol. 10. – P. 1–56.
173. McKinney, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization / M.L. McKinney // *Biol Conserv*. – 2006. – Vol. 127. – P. 247–260.
174. Morel, J.L. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs) / J.L. Morel, C. Chenu, K. Lorenz // *Journal of soils and sediments*. – 2015. – Vol. 15. – P. 1659–1666.
175. Morel, J.L. The challenges for soils in the urban environment / J.L. Morel, W. Burghardt, K-H.J. Kim [et al.] // *Soils within cities—global approaches to their sustainable management—composition, properties, and functions of soils of the urban environment*. Schweizerbart Soil Sciences, Stuttgart. – 2017. – P. 1–6.
176. Mtimunye, P. Heavy metals and other trace elements in freshwater fish from the Olifants River, Mpumalanga, South Africa / P. Mtimunye, E. Chirwa // *Water SA*. – 2013. – Vol. 39(3). – P. 437–442.
177. Muller, J. Mass Spectroscopic investigations on pentacarbonylchromecarbene complexes / J. Muller, J.A. Connor // *Chemische Berichte*. – 1969. – Vol. 102. – № 4. – P. 1148–1160.
178. Nevedrov, N.P. The Relationship between Bulk and Mobile Forms of Heavy Metals in Soils of Kursk / N.P. Nevedrov, E.P. Protsenko, I.V. Glebova // *Eurasian Soil Science*. – 2018. – Vol. 51. – № 1. – P. 112–119.
179. Niyogi, S. Urban modification of thunderstorms: an observational storm climatology and model case study for the Indianapolis urban region / S. Niyogi, P. Pyle, M. Lei // *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. – 2011. – Vol. 50. – № 5. – P. 1129–1144.

180. Oke, T.R. The micrometeorology of the urban forest / T.R. Oke // Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences. – 1990. – Vol. 324. – № 1223. – P. 335–349.
181. Ossola, A. Habitat complexity enhances comminution and decomposition processes in urban ecosystems / A. Ossola, A.K. Hahs, M.A. Nash, S.J. Livesley // Ecosystems. – 2016. – Vol. 19. – P. 927–941.
182. Ouvrard, S. In situ assessment of phytotechnologies for multicontaminated soil management / S. Ouvrard, C. Barnier, P. Bauda, T. Beguiristain [et al.] // International Journal of Phytoremediation. – 2011. – №13. – P. 245–263. DOI 10.1080/15226514.2011.568546.
183. Pardo, L.H. Effects of nitrogen deposition and empirical nitrogen critical loads for ecoregions of the United States / L.H. Pardo, M.E. Fenn, C.L. Goodale // Ecological applications. – 2011. – Vol. 21. – № 8. – P. 3049–3082.
184. Pavao-Zuckerman, M.A. Urbanization, soils and ecosystem services / M.A. Pavao-Zuckerman // Soil Ecology and Ecosystem Services. Oxford University Press, Oxford. – 2012. – P. 270-278.
185. Peng, S. Development of Spontaneous HPV16E6/E7-Expressing Head and Neck Squamous Cell Carcinoma in HLA-A2 Transgenic Mice / S. Peng, D. Xing, L. Ferrall, Y. Tsai [et al.] // MBio. – 2022. – Vol. 13. – № 1. – P. e03252-21.
186. Piotrowska, D.A. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physiochemical properties in the Ekranic Technosols of Torun (Poland) / D.A. Piotrowska, P. Charzynski // Journal of Soils and Sediments. – 2015. – Vol. 15. – P. 47–59.
187. Philpott, S.M. Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats / S.M. Philpott, J. Cotton, P. Bichier // Urban Ecosyst. – 2014. – Vol. 17. – P. 513–532.
188. Prakash, N.B. Plants as potential hyperaccumulators of heavy metals from contaminated soil / N.B. Prakash, K. Arunachalam, R. Vijayalakshmi // In

- Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology. – 2013. – Vol. 1. – № 1. – P. 62–69.
189. Poland, T.M. Emerald ash borer: invasion of the urban forest and the threat to North America's ash resource / T.M. Poland, D.G. Mc Cullough // *Journal of Forestry*. – 2006. – Vol. 104. – № 3. – P. 118–124.
 190. Post, J.E. Manganese oxide minerals: Crystal structures and economic and environmental significance / J.E. Post // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 1999. – Vol. 96. – № 7. – P. 3447–3454.
 191. Pouyat, R.V. Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover / R.V. Pouyat, I. Yesilonis // *Soil Science Society of America Journal*. – 2007. – Vol. 71. – № 3. – P. 1010–1019.
 192. Pouyat, K. Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils / R.V. Pouyat, K. Szlavecz, I. Yesilonis [et al.] // *Urban ecosystem ecology*. – 2010. – Vol. 55. – P. 119–152.
 193. Pouyat, R.V. Introducing GLUSEEN: a new open access and experimental network in urban soil ecology / R.V. Pouyat, H. Setälä, K. Szlavecz [et al.] // *Journal of Urban Ecology*. – 2017. – Vol. 3. – № 1. – P. jux002.
 194. Raciti, S.M. Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces / S.M. Raciti, L.R. Huttyra, A.C. Finzi // *Environ Pollut*. – 2012. – Vol. 164. – P. 248–251.
 195. Rand, D.A. Invasion, stability and evolution to criticality in spatially extended, artificial host-pathogen ecologies / D.A. Rand, M.J. Keeling, H.B. Wilson // *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. – 1995. – Vol. 259. – № 1354. – P. 55–63.
 196. Rao, P. Atmospheric nitrogen inputs and losses along an urbanization gradient from Boston to Harvard Forest, MA / P. Rao, L.R. Huttyra, S.M. Raciti, P.H. Templer // *Biogeochemistry*. – 2014. – Vol. 121. – P. 229–245.
 197. Wuana, A. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation / A. Wuana, F.

- E. Okieimen // International Scholarly Research Notices. – 2011. – Vol. 2011. P. 1–20. DOI 10.5402/2011/402647.
198. Roberts, D.R. Zn speciation in a smelter-contaminated soil profile using bulk and microscopic techniques // D.R. Roberts, A.C. Scheinost, D.L. Sparks // Environmental Science & Technology. – 2002. – Vol. 36. – № 8. – P. 1742–1750.
 199. Robson, A.D. Zinc in soil and plants / A.D. Robson. – Australia: Klumer Acad. Publ, 1993. – 135 p.
 200. Roper, W. Soil Health Indicators Do Not Differentiate among Agronomic Management Systems in North Carolina Soils / W. Roper, D.L. Osmond, J. Heitman, M.G. Waggoner // Soil Science Society of America Journal. – 2017. – Vol. 81. – № 4. – P. 828- 843. DOI 10.2136/sssaj2016.12.0400.
 201. Sackett, T.E. Indirect and direct effects of exotic earthworms on soil nutrient and carbon pools in North American temperate forests / T.E. Sackett, S.M. Smith, N. Basiliko // Soil Biol Biogeochem. – 2013. – Vol. 57. – P. 459–467.
 202. Sadeghfam, S. Statistical downscaling of precipitation using inclusive multiple modeling (IMM) at two levels / S. Sadeghfam, R. Khatibi, T. Moradian, R. Daneshfaraz // Journal of Water and Climate Change. –2021. – № 12(7). – P. 3373–3387.
 203. Sarma, H. Hyperaccumulation of Heavy Metals in Plants: A Review / H. Sarma // Journal of the Botanical Society of Bengal. – Vol. 65(2). – 2011. – P. 1–17.
 204. Sass, B.M. Solubility of amorphous chromium (III)-iron(III) hydroxide solid solution / B.M. Sass, D. Rai // Inorganic Chemistry. – 1987. – Vol. 26. – № 14. – P. 2228–2232.
 205. Scalenghe, R. The anthropogenic sealing of soils in urban areas / R. Scalenghe, F.A. Marsan // Landscape and urban planning. – 2009. – Vol. 90. – № 1–2. – P. 1–10.

206. Schwartz, S.S. Restoring hydrologic function in urban landscapes with suburban subsoiling / S.S. Schwartz, B. Smith // *Journal of Hydrology*. – 2016. – Vol. 543. – P. 770–781.
207. Schwartz, K. The effects of the urban built environment on the spatial distribution of lead in residential soils / K. Schwarz, S.T. Pickett, R.G. Lathrop [et al.] // *Environmental pollution*. – 2012. – Vol. 163. – P. 32–39.
208. Scharenbroch, B.C. A microcosm study of the common night crawler earthworm (*Lumbricus terrestris*) and physical, chemical, and biological properties of a designed urban soil / B.C. Scharenbroch, D.P. Johnston // *Urban Ecosyst.* – 2011. – Vol. 14. – P. 119–134.
209. Setälä, H. Urban and agricultural soils: conflicts and trade-offs in the optimization of ecosystem services / H. Setälä, K. Birkhofer, M. Brady // *Urban Ecosyst.* – 2014. – Vol. 17. – P. 239–253.
210. Shaw, R.K. The case of the New York City Soil Survey Program, United States / R.K. W. Shaw, J.T. Isleib // *In Soils within Cities*. – 2017.
211. Shem, W. On the impact of urbanization on summertime thunderstorms in Atlanta: Two numerical model case studies / W. Shem, M. Shepherd // *Atmospheric Research*. – 2009. – Vol. 92. – № 2. – P. 172–189.
212. Shepherd, J.M. Detection of urban-induced rainfall anomalies in a major coastal city / J.M. Shepherd, S.J. Burian // *Earth Interact.* – 2003. – Vol. 7. – № 4. – P. 1–17.
213. Short, J.R. Soils of the mall in Washington, DC: I Statistical summary of properties / J.R. Short, D.S. Fanning, J.E. Foss, J.C. Patterson // *Soil Science Society of America Journal*. – 1986. – Vol. 50. – № 3. – P. 705–710.
214. Shuster, W.D. An applied hydropedological perspective on the rendering of ecosystem services from urban soils / W.D. Shuster, S. Dadio // *Urban Soils*. – 2017. – P. 261–274.
215. Shuster, W.D. Residential demolition, and its impact on vacant lot hydrology: implications for the management of stormwater and sewer system

- overflows / W.D. Shuster, S. Dadio, P. Drohan // *Landscape and Urban Planning*. – 2014. – Vol. 125. – P. 48–56.
216. Sleutel, S. Tillage management alters soil organic matter composition: a physical fractionation and pyrolysis mass spectroscopy study / S. Sleutel, Md. A. Kader, P. Leinweber, K. D'Haene [et al.] // *Soil Science Society of America Journal*. – 2007. – Vol. 71. – P. 1620–1628.
217. Smetak, K.M. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems / K.M. Smetak, J.L. Johnson-Maynard, J.E. Lloyd // *Applied Soil Ecology*. – 2007. – Vol. 37. – № 1–2. – P. 161–168.
218. Song, Y. Numerical simulation of the impact of urban non-uniformity on precipitation / Y. Song, H. Liu, X. Wang // *Advances in Atmospheric Sciences*. – 2016. – Vol. 33. – P. 783–793.
219. Spoor, G. Subsoil compaction: risk, avoidance, identification, and alleviation / G. Spoor, F. Tijink, P. Weisskopf // *Soil and tillage research*. – 2003. – Vol. 73. – №. 1–2. – P. 175–182.
220. Saleh, T.A. Functionalization of tungsten oxide into MWCNT and its application for sunlight-induced degradation of rhodamine B / T.A. Saleh, V.K. Gupta // *Journal of Colloid and Interface Science*. – 2011. – Vol. 362(2). – P. 337–344.
221. Szlavecz, K. Invasive earthworm species and nitrogen cycling in remnant forest patches / K. Szlavecz, S.A. Placella, R.V. Pouyat // *Applied Soil Ecology*. – 2006. – Vol. 32. – № 1. – P. 54–62.
222. Szlavecz, K. Ecosystem effects of nonnative earthworms in mid-Atlantic deciduous forests / K. Szlavecz, I. Yesilonis, R. Pouyat // *Biological Invasions*. – 2011. – Vol. 13. – P. 1165–1182.
223. Szlavecz, K. Soil as the foundation for urban biodiversity / K. Szlavecz, I. Yesilonis, R. Pouyat. // In Book *Urban Biodiversity*. – 2018. – P. 18.
224. Tagiverdiev, S.S. The content and distribution of various forms of carbon in urban soils of southern Russia on the example of Rostov agglomeration / S.S.

- Tagiverdiev, S.N. Gorbov, O.S. Bezuglova, P.N. Skripnikov // *Geoderma Regional*. – 2020. – Vol. 21. – P. e00266.
225. Taha, H. Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat / H. Taha // *Energy and buildings*. – 1997. – Vol. 25. – № 2. – P. 99–103.
226. Toth, G. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety / G. Toth, T. Hermann, M.R. Da Silva, L. Montanarella // *Environment International*. – 2016. – Vol. 88. – P. 299–309.
227. Trammell, T.L.E. Foliar production and decomposition rates in urban forests invaded by the exotic invasive shrub, *Lonicera maackii* / T.L.E. Trammell, H.A. Ralston, S.A. Scroggins, M.M. Carreiro // *Biological Invasions*. – 2012. – Vol. 14. – P. 529–545.
228. Trammell, T.L.E. Plant nitrogen concentration and isotopic composition in residential lawns across seven US cities / T.L.E. Trammell, D.E. Pataki, J. Cavender-Bares // *Oecologia*. – 2016. – Vol. 181. – P. 271–285.
229. Wallace, J. Microglial depletion disrupts normal functional development of adult-born neurons in the olfactory bulb / J. Wallace, J. Lord, L. Dissing-Olesen, B. Stevens [et al.] // *Elife*. – 2020. – Vol. 9. – P. e50531.
230. Wang, Q. Fertilizer proper use and sustainable development of soil environment in China / Q. Wang, J. Li // *Advances in Environmental Science*. – 2021. – Vol. 7. – P. 116–124.
231. Wang, Q. Fertilizer proper use and sustainable development of soil environment in China / Q. Wang, J. Li // *Advances in Environmental Science*. – 2021. – Vol. 7. – P. 116–124.
232. Washbourne, C.L. Rapid removal of atmospheric CO₂ by urban soils / C.L. Washbourne, E. Lopez-Capel, P. Renforth, P.L. Ascough // *Environmental science & technology* – 2015. – Vol. 49. – № 9. – P. 5434–5440.
233. Marzluff, J. Sealing of soils by G. Wessolek. In *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* / J.

- Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher [et al.] // Springer, New York. – 2008. – P. 161–179.
234. Wolf, J.M. Silphids in urban forests: diversity and function / J.M. Wolf, J.P. Gibbs // *Urban Ecosystems*. – 2004. – Vol. 7. – P. 371–384.
235. Xu, S. Leaf phenological characters of main tree species in the urban forest of Shenyang / S. Xu, W. Xu, W. Chen // *PLoS One*. – 2016. – Vol. 9. – P. e99277.
236. Yao, X. Plant-derived allyl isothiocyanate enrich biocontrol microbes of tomato plant rhizosphere in vegetable greenhouse / X. Yao, Z. Lu, C. Yin, Q. Fu, [et al.] // *International Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*. – 2020. – Vol. 8. – P. 21–32.
237. Yamashita, Y. In situ production of fluorescent dissolved organic matter in the ocean interior / Y. Yamashita, E. Tanoue // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2006. – Vol. 18. – № 70. – P. A718. DOI 10.1016/j.gca.2006.06.1289.
238. Youngsteadt, E. Habitat and species identity, not diversity, predict the extent of refuse consumption by urban arthropods / E. Youngsteadt, R.C. Henderson, A.M. Savage // *Global Change Biology*. – 2015. – Vol. 21. – P. 1103–1115.
239. Zhao, L. Strong contributions of local background climate to urban heat islands / L. Zhao, X. Lee, R.B. Smith, K. Oleson // *Nature*. – 2014. – Vol. 511. – P. 216–221.
240. Zhou, Z. Methionine and choline supply during the peripartal period alter polymorphonuclear leukocyte immune response and immunometabolic gene expression in Holstein cows / Z. Zhou, F. Ferdous, P. Montagner, D.N. Luchini, [et al.] // *Journal of Dairy Science*. – 2018. – Vol. 101. – № 11. – P. 10374–10382.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1. Почвенные профили, заложенные на территории Ростова-на-Дону

Таблица 1. Естественные почвы рекреационных зон

	
Р.1305. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный среднесуглинистый, парк Авиаторов, N 47,2531 E 39,7897	Р.1306. Чернозем миграционно-сегрегационный вторично-выщелоченный мощный среднесуглинистый, п.Авиаторов: N 47,2527 E 39,7899



Р.1402. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный высокогумусный, лесной массив на ул. Попутной: N 47,2513 E 39,6379



Р.1403. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный высокогумусный, Ботсад ЮФУ, залежь: N 47,2361 E 39,6510



Р.1406. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный, высококарбонатный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, целина, ООПТ «Персиановская степь»
N 47,5045 E 40,1533



Р.1502. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный, тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, Ботсад ЮФУ, лесопосадка
N 47,2364 E 39,6458



Р.1504. Чернозем миграционно-сегрегационный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, Ботсад ЮФУ, посадки сосны: N 47,2333 E 39,6482



Р.1701. Чернозем миграционно-сегрегационный среднегумусированный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, Ботсад ЮФУ: N 47.234234° E 39.657186°



Р. 1702. Чернозем миграционно-сегрегационный малогумусированный карбонатный среднemosный тяжелосуглинистый на желто-буром суглинке. Ботсад ЮФУ: N 47.234636° E 39.657308°



Р.1703. Чернозем миграционно-сегрегационный, среднегумусированный, карбонатный, среднemosный, тяжелосуглинистый, на желто-буром лессовидном суглинке, Ботсад ЮФУ: N 47.236620° E 39.656863°



Р.1704. Чернозем миграционно- сегрегационный среднегумусированный карбонатный мощный тяжелосуглинистый на желто-буром суглинке, Ботсад
ЮФУ: N47.237541° E 39.656966°

Таблица 2. Антропогенно-измененные почвы селитебных зон Ростовской агломерации

	
Р.1301. Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенной лугово-черноземной тяжелосуглинистой почве: N 47,2437 E 40,0455	Р.1302. Урбостратозем экранировый мощный на лессовидном суглинке, ул. Максима Горького, дом 166 N 47,2288 E 39,7243



Р.1303. Урбостратозем мощный на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке, ул. Содружества, д. 41: N 47,2282 E 39,6331



Р. 1304. Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном высококарбонатном среднесуглинистом, проспект Стачки, дом 184а: N 47,2125 E 39,6404



Р.1401. Чернозем экранированный
урбистратифицированный
среднекарбонатный, среднемощный
на лессовидном суглинке, проспект
40 лет Победы, во дворе дом 73/12:
N 47,2410 E 39,8185



Р.1404. Хемозем на погребенном
черноземе темногумусовом
бескарбонатном мощном
тяжелосуглинистом на лессовидном
суглинке: N 47,2738 E 39,8588



Р.1405. Урбостратозем
экранированный на погребенном
черноземе темногумусовом
бескарбонатном мощном
тяжелосуглинистом на лессовидном
суглинке:
N 47,2527 E 39,7696



Р.1501. Урбостратозем
экранированный на погребенном
черноземе темногумусовом
бескарбонатном мощном
тяжелосуглинистом на лессовидном
суглинке, перекресток улицы Текучева
с переулком Островского:
N 47,2332 E 39,6988



Р.1503. Реплантозем (урбостратозем
черноземовидный на погребенном
черноземе миграционно-
сегрегационном высококарбонатном
среднесуглинистом:
N 47,2212 E 39,6302



Р.1604. Урбостратозем на погребенном
черноземе миграционно-
сегрегационном, малогумусированном,
высококарбонатном мощном,
тяжелосуглинистом, на желто-буром
лессовидном суглинке, кольцо на
перекрестке улиц 339 Стрелковой
Дивизии и Рихарда Зорге:
N47,224409 E39,630127



Р.1605. Реплантозем на
урбостратоземе на скальпированном
черноземе, в 25 метрах от разреза
1604:
N47,224409 E39,630127



Р.1705. Реплантозем
урбистратифицированный:
N47,162653 E 39,514869

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. Содержание тяжелых металлов в естественных почвах Ростовской агломерации (подвижные формы фиолетовые столбцы, валовое содержание – зеленые, красным выделены значения, превышающие ПДК)

Чернозем миграционно-сегрегационный вторично-выщелоченный мощный среднесуглинистый, разрез 1306; парк Авиаторов										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
AU rz 0-8	5,53	40,75	12,78	125,44	35,78	907,12	0,29	57,16	0,78	13,75
AU 8-45 (10-20)	1,71	21,79	1,83	76,62	112,29	933,71	0,13	60,28	0,32	15,21
AU 8-45 (30-40)	1,64	16,91	1,65	77,8	108,93	874,24	0,16	63,81	0,32	16,58
AU 45-60	1,47	13,74	1,31	77,39	69,63	904	0,14	61,32	0,22	17,08
BCA 60-85	1,47	15,93	5,16	78,65	57,58	875,43	0,09	63,87	0,16	19,89
BCA lc 85-110	1,5	20,86	4,49	79,11	33,63	769,14	0,54	58,38	0,12	21,44
C ca 110-130/дно	3,08	26,99	3,08	71,92	46,61	750,89	0,36	54,52	0,09	19,69
Чернозем миграционно-сегрегационный мощный высокогумусный, разрез 1402: ЗЖМ										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
AU rz 0-10	1,9	30,63	29,12	114,16	37,34	800,48	0,58	41,73	0,28	102,59
AU 10-50 (15-25)	1,57	22,42	31,28	86,48	73,97	880,08	0,44	49,24	0,12	107,83
AU 10-55 (40-50)	2,09	22,27	10,52	75,77	26,15	817,48	1,55	49,94	0,17	109,49
AU lc 55-75	1,17	4,09	8,08	84,05	20,8	693,41	1,06	53,33	0,43	95,86
BCA lc 75-90	1,62	4,06	6,6	67,38	15,29	654,52	0,75	52,94	0,56	101,76
BCA nc 90-115	1,97	9,24	8,22	74,38	19,61	662,06	0,53	53,12	0,55	88,24
C ca 115-150/дно	1,79	26,36	8,4	74,14	22,29	662,64	0,74	53,33	0,47	97,22
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100

Чернозем миграционно-сегрегационный мощный высокогумусный, разрез 1403; БС ЮФУ										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
AU rz 0-15	1,81	21,21	41,58	91,2	79,58	771,63	0,12	46,17	0,15	118,48
AU lc 15-50	1,57	22,65	5,06	98,2	18,62	825,41	0,12	50,13	0,12	122,89
AU lc 50-65	1,23	23,09	13,64	72,51	28,71	723,21	0,91	53,53	0,14	103,39
BCA lc 65-90	1,57	11,08	13,68	71,89	20,48	670,87	0,18	52,76	0,25	106,02
BCA lc 90-110	2,99	9,72	10,88	63,8	28,54	586,02	0,2	53,84	0,41	122,38
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100

Чернозем миграционно-сегрегационный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, разрез 1502; БС ЮФУ посадки лесных пород										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
AU rz 0-15	3,44	47,07	4,54	123,21	76,55	638,30	1	116,06	0,12	56,58
AU 15-55	1,3	22,84	2,2	84,99	38,46	677,91	0,81	118,32	0,1	54,31
AU lc 55-75	1,6	20,96	1,57	84,31	43,72	568,58	0,58	96,12	0,24	61,06
BCA lc 75-100	2,06	14,46	2,37	72,89	57,73	516,60	0,54	110,41	0,41	58,13
BCA пс 100-120	2,09	20,87	2,29	73,81	48,86	492,38	0,25	104,67	1,24	56,88
С са 120-130/дно	2,26	23,27	2,63	71,87	45,47	523,60	0,19	109,32	1,27	59,13
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100
Чернозем миграционно-сегрегационный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, разрез 1504; БС ЮФУ посадки сосны										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
AU rz 0-8	0,77	50,19	5,51	179,69	13,1	592,96	0,65	106,8	0,12	45,54
AU 8-60 (20-30)	1,43	27,59	2,61	83,97	25,73	649,15	0,47	104,79	0,12	53,56
AU 8-60 (40-50)	0,87	14,9	2,98	77,57	10,49	681,61	0,41	113,38	0,21	55,05
AU lc 60-90	-	-	1,86	78,32	12,48	539,79	0,81	95,85	0,03	56,51
BCA lc 90-110	1,63	12,32	4,62	75,58	25,17	497,75	1,22	106,75	0,07	58,75
BCA пс 110-150	1,83	20,41	2,49	75,1	15,69	485,27	1,55	108,24	0,07	57,48
С са 150-160/дно	1,86	19,25	2,54	68,95	20,04	483,28	1,5	103,19	0,06	54,77
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100

Чернозем миграционно-сегрегационный среднегумусированный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке, разрез 1701; БС ЮФУ						
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu
AU rz 0-10(15)	1,15	36,62	8,17	114,9	1,89	53,44
AU 10(15)-50	3,66	25,43	14,29	87,22	0,90	53,91
AU lc 50-70	2,27	7,99	2,68	85,98	1,35	58,1
BCA lc 70-95	1,70	18,28	2,27	81,63	1,64	57,75
BCA nc 95-120	6,11	19,09	3,52	75,4	0,94	55,46
C ca 120-150/дно	2,17	23,33	2,41	84,44	0,99	63,45
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500
Чернозем миграционно-сегрегационный малогумусированный карбонатный среднемощный тяжелосуглинистый на желто-буром суглинке, разрез 1702; БС ЮФУ						
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu
AU rz 0-10	10,13	43,7	3,08	125,35	1,30	60,44
AU 10-40	1,98	30,27	3,81	90,46	0,56	61,97
BCA lc 10-40	2,66	29,03	3,58	90,87	1,43	66,44
C ca 70-100	1,73	39,92	1,29	91,35	0,57	66,07
C 100-120/дно	3,35	41,74	2,10	99,87	0,36	74,88
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500
Чернозем миграционно-сегрегационный среднегумусированный карбонатный мощный тяжелосуглинистый на желто-буром суглинке, разрез 1704; БС ЮФУ						
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu
AU rz 0-15	2,79	40,81	34,65	108,47	0,10	59
AU 15-50 (20-30)	2,73	30,54	31,59	108,44	0,11	72,32
AU 15-50 (40-50)	2,33	23,08	8,91	83,61	0,13	63,37
AU lc 50-70	2,43	22,46	12,15	83,48	0,17	64,35
BCA lc 70-95	2,58	24,45	11,21	88,88	0,27	65,15
BCA nc 95-110	4,09	24,11	16,06	82,28	0,29	60,68
C ca 110-170/дно	3,97	22,97	15,46	76,29	0,36	58,69
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500

ПРИЛОЖЕНИЕ 3. Содержание тяжелых металлов в антропогенно-измененных почвах Ростовской агломерации (подвижные формы фиолетовые столбцы, валовое содержание – зеленые, красным выделены значения, превышающие ПДК)

1301 Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенной лугово-черноземной тяжелосуглинистой почве, разрез 1301										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
RAT1 rz 0-10	2,4	23,75	1,13	96,05	114,9	937,98	0,22	53,03	0,06	18,28
RAT2 10-35	2,93	22,71	0,77	91,97	123,36	884,66	0,24	50,29	0,11	15,99
RAT3 35-60	2,25	32,69	1,16	86,03	61,61	893,06	0,2	64,37	0,04	21,12
RAT4 f 60-95	2,93	31,83	2,68	81,88	44,52	636,4	0,17	49,24	0,05	18,07
[AU s f] 95-140	1,45	23,45	0,27	88,97	21,16	1159,5 3	0,15	52,31	0,42	23,05
Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном высококарбонатном среднесуглинистом, разрез 1304										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
RAT rz 0-21	65,56	66,58	31,52	194,69	126,21	590,27	1,95	34,54	0,15	7,83
UR1 21-43	6,12	15,04	1,59	76,56	66,22	630,41	0,15	49,91	0,03	17,74
UR2 43-72	5,38	6,43	4,78	83,55	125,67	743,8	0,31	26,93	0,03	7,07
UR3 ca 72-110	4,62	16,04	0,74	74,82	55,93	697,1	0,06	40,62	0,02	10,46
[AU] 110-135/дно	0,64	12,09	2,82	62,42	37,98	742,94	0,07	49,95	0,01	10,87
Урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном, малогумусированном, высококарбонатном мощном, тяжелосуглинистом, на желто-буром лессовидном суглинке, разрез 1604										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu	Cr	Cr		
UR1 0-22	2,49	31,51	4,92	95,24	0,28	53,17	0,38	124,15		
(TCH)UR2 22-50	0,63	31,44	1,29	84,47	0,16	59,43	0,15	137,01		
[AU] 50-83	0,85	24,7	1,51	81,96	0,24	55,08	0,36	109,37		
[AU] 83-103	1,41	23,55	1,42	78,9	0,41	55,81	0,78	107,54		
Урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном, малогумусированном, высококарбонатном мощном, тяжелосуглинистом, на желто-буром лессовидном суглинке, разрез 1606										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu	Cr	Cr		
RAT 0-25	1,51	33,54	3,63	107,6 3	0,21	55,54	0,26	113,48		
Урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном малогумусированном карбонатном среднемощном тяжелосуглинистом на лессовидной легкой глине, прикопка 1608										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Cu	Cu	Cr	Cr		
UR1 0-25	3,35	17,67	4,60	100,31	0,23	46,07	0,28	107,31		
UR2 25-40	22,52	45,99	9,50	208,24	1,26	31,51	0,30	112,04		
UR3 40-55	16,37	22,93	8,69	157,8	0,77	51,99	0,34	86,9		
[AU ur] 55-75	4,25	24,28	3,84	103,39	0,16	50,7	0,14	113,67		
[BCA lc] 75-95	4,50	12,58	2,00	74,47	0,29	49,85	0,03	100,27		
[BCA nc] 95-115	3,21	15,74	1,92	76,94	0,35	57,49	0,32	97,81		
[C ca] 115-150/дно	2,21	19,97	3,27	73,58	0,53	55,85	0,73	97,19		
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132		

Экранированный чернозем урбистратифицированный миграционно-сегрегационный среднекарбонатный, среднемощный на лессовидном суглинке, разрез 1401										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
UR1 ca 20-40	1,99	17,71	24,45	100,39	26,19	731,73	0,33	39,09	0,37	112,67
UR2 ca 40-45	1,37	11,61	29,46	89,22	14,73	710,35	0,37	36,75	0,37	97,51
[AU] 45-72	0,51	21,29	12,23	52,93	17,71	638,62	0,26	42,15	0,22	94,81
[AU] 72-92	0,36	0,77	12,36	57,58	22,3	-	0,33	47,97	0,19	86,61
[BCA lc] 92-114	1,18	7,46	16,05	58,67	34,03	-	0,44	55,21	0,51	97,4
[BCA nc] 114-132	1,4	-	32,62	55,50	6,66	-	0,59	-	0,85	-
[C ca] 132-182	1,35	20,21	22,24	52,32	9,37	-	0,66	42,47	0,85	96,74
Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе темногомусовом бескарбонатном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке, разрез 1405										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
UR ca f 55-70	2,01	20,52	27,13	124,1	14,95	986,51	0,43	52,72	0,37	113,4
[AU] 70-90	0,44	12,5	22,17	85,14	17,77	859,85	0,33	54,46	0,4	131,8
[AU lc] 90-115	1,15	1,97	17,8	83,21	22,44	763,54	0,67	54,71	3,98	118,33
[BCA lc] 115-140	1,42	18,42	28,37	76,46	10,65	722,64	0,55	55,34	0,82	98,35
[BCA nc] 140-155	1,2	17,97	26,58	75,43	18,43	686,92	0,15	54,78	0,54	120,19
[C ca] 155-180	1,5	31,13	36,77	75,8	12,81	709,62	0,26	57,26	0,26	114,5
[C ca] 180-210	2,88	25,19	30,55	75,64	16,38	646,36	0,23	54,77	0,88	104,02
Экранированный урбостратозем мощный на лессовидных суглинках, разрез 1302										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
UR1 45-95	17,01	39,43	8,86	200,3	81,84	697,06	1,54	43	0,04	21,16
UR2 95-105	1,31	-	0,52	8,7	14,46	691,16	0,22	-	0,09	17,92
UR3 ca 105-135	25,79	40,1	23,1	233	62,67	753,52	0,4	50,21	0,04	12,64
UR4 f g 165-176	6,61	33,02	4,01	149,4	110,41	719,3	0,68	52,16	0,07	18,32
[C ca] 176-200/дно	2,88	23,45	1,21	90,34	78,05	716,43	0,33	53,33	0,08	17,55
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100

Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном высококарбонатном среднесуглинистом, разрез 1503										
	Pb	Pb	Zn	Zn	Mn	Mn	Cu	Cu	Co	Co
RAT1 rz 0-5	3,36	34,46	6,35	112,7 8	83,6 4	609,4 1	0,8	49,1 6	0,2	124,15
RAT2 5-22	0,82	1,28	5,35	69,78	29,1 7	581,6 1	0,1 2	55,9 7	0,3 4	139,22
[AU lc] 22-35	1,51	4,26	5,83	77,06	34,8 3	513,9 8	0,7 3	48,2 6	0,4 9	98,26
[BCA lc] 35-55	1,62	5,58	7,9	62,74	33,5 6	461,0 6	0,2	51,6 5	1,0 3	102,76
[BCA nc] 55-75	1,42	14,22	8,59	62,63	44,4 6	475,6 7	0,2 6	50,6 9	0,5 3	119,36
[C ca] 75-110	1,7	18,97	7,58	59,15	44,7	463,1 1	0,2 7	47,9	0,5 2	101,74
ПДК/ОДК	6	130	23	220	140	1500	3	132	6	100

ПРИЛОЖЕНИЕ 4. Показатели дифференцированной оценки загрязнения почв Ростовской агломерации (K_c , Z_c , $CПТЗ$)

Место заложения разреза	K_c					Z_c	$CПТЗ$
	Cr	Mn	Cu	Zn	Pb		
Проспект Королева 1А	1.1	1.2	1.5	1.8	0.8	2	3
Малиновского 32	1.1	1.3	1.4	1.5	0.6	2	3
Вавилова 51	0.8	1.0	1.4	4.6	4.0	8	9
Мечникова 33 А	1.2	1.1	1.3	6.5	5.8	12	14
Пушкинская аллея	1.1	1.0	1.3	2.6	2.4	4	5
Ворошиловский/Красноармейская 174	0.9	1.2	1.4	2.4	0.6	2	3
Дмитрова 63	1.1	1.4	1.8	3.1	1.9	5	7
Еременко/Мичеринская 10	0.8	0.6	1.5	3.0	2.2	4	5
Вятская 41	0.8	1.1	1.4	2.4	1.9	4	5
40-я летия Победы 75/1	1.3	1.1	1.5	4.7	2.5	7	8
Разина 6	1.1	1.1	1.5	2.1	1.0	3	4
Сквер им. Фрунзе	1.0	1.1	1.6	1.8	1.1	3	3
пр. Шолохова 126Д	1.1	1.4	1.6	4.2	1.8	6	7
Пескова 1/3	1.0	1.3	1.2	2.2	2.0	4	5
ТЭЦ им. Ленина	0.7	0.6	1.1	1.3	0.6	0	1
кольцо Доватора	1.0	1.3	1.6	1.4	1.1	2	3
Парк Соколенок	1.0	0.8	0.7	1.2	0.5	0	1
Панфиловцев 5	0.8	0.8	1.3	2.8	1.3	3	4
Портовая 238/1	0.8	0.9	1.3	2.7	1.0	3	4
улица Вавилова 69Е	1.1	1.1	1.6	3.1	1.8	5	6
Таганрогская 171	1.1	1.2	1.4	1.8	1.4	3	4
Привокзальная пл. 7	1.1	1.3	1.3	1.6	1.3	3	3
Большая садовая 98	1.7	1.2	1.6	4.6	5.8	11	13
Площадь страны Советов	0.9	1.1	1.1	2.5	1.5	3	4
Лесопарковая улица, 90Б	0.9	1.2	1.5	2.5	1.6	4	5
Шоссейная улица, 49/7	0.7	0.9	1.1	7.9	5.1	12	14
проспект Королёва, 19/1	0.9	1.2	1.4	1.9	1.6	3	4
Малиновского/Таганрогская	0.9	1.2	1.9	4.5	2.7	7	9
Защитный пер. / Стачки	0.7	0.8	1.0	3.3	5.4	7	9
1-я Луговая 42 Г	1.3	0.9	1.3	3.4	0.5	3	4
2-я Луговая 30 В	1.3	0.8	1.3	3.9	2.5	6	7
3-я Луговая 8	1.2	1.3	1.4	2.1	1.4	3	4
Судоремонт Техно-Дон-Ростов	1.0	0.9	1.1	9.3	8.2	16	19
ЖК Левобережный	0.9	0.7	0.9	1.4	1.0	1	1
Левобережная 91	0.8	0.7	0.7	1.6	0.9	1	1
40-я летия Победы 18	0.9	1.0	0.8	3.2	1.4	3	4
Зорге 19	1.2	1.2	1.5	2.4	2.3	4	6

Место заложения разреза	K _c					Z _c	CПТЗ
	Cr	Mn	Cu	Zn	Pb		
улица Тружеников 15А	1.0	1.0	1.6	1.0	0.3	1	2
улица Тружеников 15	0.9	0.7	1.1	1.1	0.8	1	1
роща Панфиловцев	1.2	1.5	1.9	1.8	1.8	4	5
Селиванова 40	1.1	1.2	1.7	5.1	5.3	10	12
КП Олимпийский	1.1	1.5	1.9	1.4	1.9	4	5
Старочеркасская, Гагарина 2	1.2	1.5	1.9	1.6	1.3	3	4
Максима Горького 166	1.1	1.1	1.9	2.3	1.6	4	5
улица Содружества 41	1.1	1.2	1.7	1.7	1.7	3	4
Стачки 184	1.0	0.9	1.3	3.0	3.4	6	7
Парк Авиаторов	1.2	1.4	1.6	1.8	1.4	3	4
Парк Авиаторов	1.1	1.5	1.7	2.1	2.2	4	6
40-летия Победы 73/3	1.2	1.1	1.3	1.6	0.9	2	3
Сквер Таганрогская улица 130/4	1.1	1.3	1.5	1.9	1.6	3	4
Акса́й, Шолохова 3А	0.6	0.3	0.2	0.3	1.1	-1	-1
Вильнюсская улица 2	1.2	1.5	1.8	2.0	1.1	4	5
Персиановская заповедная степь	1.2	1.5	1.9	1.5	1.5	4	5
Островского 97	1.1	0.9	1.7	2.1	5.2	7	8
Благодатная улица 161/1	1.3	1.0	1.7	1.8	1.8	4	5
Щепкинский лес	1.2	1.7	1.8	1.5	1.9	4	5
КП Олимпийский	1.4	1.6	2.0	1.5	2.0	4	6
Новостроенковское кладбище	1.2	1.2	1.7	1.6	1.3	3	4
площадь 339-й Стрелковой дивизии	1.3	1.2	1.8	1.5	1.6	3	4
площадь 339-й Стрелковой дивизии	1.2	1.4	1.9	1.7	1.7	4	5
Персиановская заповедная степь	1.1	1.5	1.8	1.6	1.5	4	4
Ленина 34	1.1	1.1	1.6	1.6	0.9	2	3
Парк Революции	1.3	0	1.2	1.8	0.04	1.3	2
Парк имени Анатолия Собино	0.9	0	1.1	1.6	0.04	0.7	1.1
Портовая 290А	1.1	0.9	1.3	2.1	1.5	3	4
Ботанический сад Южного федерального университета	1.2	1.0	2.0	2.0	2.5	5	6
	1.2	1.0	1.6	3.0	2.7	6	7
	1.2	1.4	1.7	1.6	1.6	3	4
	1.6	1.3	1.8	1.8	1.8	4	5
	1.3	1.2	2.0	1.9	2.2	5	6
	1.1	1.2	1.9	1.6	1.8	4	4
	1.2	1.4	2.0	1.7	2.0	4	5
	1.5	0	1.6	3.9	3.2	7	8
	1.0	0	1.3	2.0	0.04	1.4	2
	1.3	1.2	1.6	1.5	1.1	3	4